Deutscher Bundestag
13. Wahlperiode

Drucksache 13/10196

03. 03. 98

Unterrichtung

durch die Bundesregierung

Sondergutachten
des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen

Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz
Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung

Zugeleitet mit Schreiben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vom 27. Februar 1998.

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU)

Prof. Dr. jur. Eckard Rehbinder, Frankfurt (Vorsitzender)
Prof. Dr. rer. nat. Herbert Sukopp, Berlin (Stellvertretender Vorsitzender)
Prof. Dr. med. Heidrun Behrendt, Hamburg/München
Prof. Dr. rer. pol. Hans-Jürgen Ewers, Berlin
Prof. Dr. phil. Adrienne Héritier, Florenz
Prof. Dr. rer. nat. Reinhard Franz Hüttl, Cottbus
Prof. Dr.-Ing. Eberhard Plaßmann, Köln

Die Erstellung dieses Sondergutachtens wäre ohne die unermüdliche Arbeit der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter in der Geschäftsstelle und bei den Ratsmitgliedern nicht möglich gewesen.

Zum wissenschaftlichen Stab des Umweltrates gehörten während der Arbeiten an diesem Gutachten: DirProf Dr. rer. nat. Hubert Wiggering (Generalsekretär), Dipl.-Volksw. Lutz Eichler (Stellvertretender Generalsekretär), Dipl.-Geogr. Oliver Bens (Cottbus), Dipl.-Biol. Jörg-Andreas Böttge (Berlin), Dipl.-Geogr. Georgia Born-Schmidt (bis zum 31. Dezember 1997), Dr. rer. nat. Helga Dieffenbach-Fries, Dr. med. Michael Gfesser (München), Dr. rer. nat. Sabine Iffland (bis zum 31. Dezember 1997), Dipl.-Volksw. Annette Jochem (ab dem 1. Januar 1998), Dr. rer. nat. László Kacsóh, Dipl.-Soz. Eckard Kämper (Florenz), Dipl.-Volksw. Bettina Mankel (Berlin), Dipl.-Ing. agr. Dorte Meyer-Marquart (bis zum 31. Dezember 1997), Dipl.-Geol. Rita Neidhöfer, Dr. rer. pol. Armin Sandhövel, Ass. jur. Stephan Schilde (bis zum 31. Dezember 1997), Ass. jur. Michael Schmalholz (ab dem 1. Januar 1998), RA Christoph Schmihing (Frankfurt).

Zum Stab der nichtwissenschaftlichen Mitarbeiterinnen gehörten: Nicola Albus, Dipl.-Sek. Klara Bastian, Dipl.-Bibl. Ursula Belusa, Christine Disterheft (ab dem 1. September 1997), Annelie Gottlieb, Luzia Kleschies, Martina Lilla, M.A., Bettina Muntetschiniger (bis zum 31. August 1997), Barbara Saß, Petra Schäfer, Dipl.-Verwaltungsw. Jutta Schindehütte, Dagmar Schlinke.

Anschrift: Geschäftsstelle des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen,
Postfach 55 28,
65180 Wiesbaden,
Tel.: (06 11) 75 42 10,
Telefax: (06 11) 73 12 69;
e-mail: sru@uba.de;
internet: http://www.umweltrat.de.

Der Umweltrat dankt den Vertretern der Ministerien und der Ämter des Bundes und der Länder, insbesondere dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, sowie der Leitung und den Mitarbeitern des Umweltbundesamtes, des Bundesamtes für Naturschutz und des Statistischen Bundesamtes, ebenso wie allen Personen und Institutionen, die den Umweltrat bei der Erarbeitung des Gutachtens unterstützt haben. Mehrere Diskussionsrunden fanden statt mit Vertretern der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) sowie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle (UFZ).

Des weiteren dankt der Umweltrat den externen Gutachtern für die Zuarbeit zu diesem Gutachten. Im einzelnen flossen folgende Gutachten und Stellungnahmen als Ausarbeitungen in das Gutachten ein:

Prof. Dr. med. K. Botzenhart (Hygiene-Institut der Universität Tübingen): Einträge und Bedeutung von pathogenen Mikroorganismen im Grundwasser.

Priv.-Doz. Dr. Karl-Heinz Feger (Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br.): Bedeutung natürlicher und anthropogener Komponenten im Stoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme für die chemische Zusammensetzung von Grund- und Oberflächenwasser (am Beispiel des Schwefelkreislaufes).

Prof. Dr. Dietmar Schenk und Dr. Martin Kaupe (Institut für Geowissenschaften, Johannes Gutenberg-Universität Mainz): Grundwassererfassungssysteme in Deutschland – dargestellt auf der Basis hydrogeologischer Prozesse und geologischer Gegebenheiten.

(Redaktionsschluß: 15. Januar 1998)

Vorwort

Die Gewässergüte in Deutschland ist durch anspruchsvolle umweltpolitische Maßnahmen und hohen technischen Aufwand in den vergangenen Jahren deutlich verbessert worden. Gewässerschutz bedeutet gleichermaßen Oberflächengewässer- und Grundwasserschutz. Der Gewässerschutz muß grundsätzlich ganzheitlich erfolgen. Allerdings sieht der Umweltrat insbesondere beim Schutz des Grundwassers Defizite und greift daher die Probleme des Grundwasserschutzes gesondert heraus. Grundwasserschutz findet in der Öffentlichkeit wenig Aufmerksamkeit. Schnelle Erfolge, wie sie etwa durch umweltpolitische Maßnahmen beim Schutz der Oberflächengewässer erzielt wurden, sind beim Grundwasserschutz nicht zu erwarten. Erfolge, die sich erst langfristig einstellen, sind darüber hinaus kaum medienwirksam. Dennoch sollte die Umweltpolitik sowohl auf Bundes- wie auch auf der vorwiegend zuständigen Länderebene verstärkte Anstrengungen unternehmen, um einen flächendeckenden Grundwasserschutz zu erreichen.

Die Erfolge der Gewässerschutzpolitik insgesamt sind unumstritten. Mit dem Leitbild der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung werden jedoch weitergehende Anforderungen an den Gewässerschutz gestellt. Mittels Umweltqualitätszielen muß festgelegt werden, welcher Zustand für die Gewässer langfristig angestrebt werden soll. Mit Umwelthandlungszielen muß festgelegt werden, wie dieser Zustand zu erreichen ist.

Für den Grundwasserschutz in Deutschland gilt – so betont die Umweltpolitik – die natürliche Beschaffenheit des Grundwassers als Qualitätsmaßstab. Allerdings muß diese Zielsetzung relativiert werden, da das Grundwasser aufgrund langanhaltender und vielfältiger Bewirtschaftungseinflüsse häufig anthropogen beeinflußt ist. Der Umweltrat schlägt deshalb als Qualitätsziel für den Grundwasserschutz „anthropogen möglichst unbelastetes Grundwasser" vor. Das bedeutet, daß weitere anthropogene Belastungen möglichst zu vermeiden sind. Es ist auch umweltpolitisch anerkannt, daß der Grundwasserschutz flächendeckend ansetzen muß. Der Umweltrat sieht jedoch erhebliche Defizite bei der Umsetzung dieser anspruchsvollen Ziele. Auch die Gewässerschutzpolitik der Europäischen Union bleibt hinter diesen Zielen zurück. Zwar wird im 5. Umweltaktionsprogramm der Europäischen Union für Umwelt die vorrangige Notwendigkeit des Grundwasserschutzes hervorgehoben, der aktuelle Entwurf der sogenannten Wasserrahmenrichtlinie rückt aber von einem flächendeckenden Schutz ab. Vorgesehen sind an Flußeinzugsgebieten ausgerichtete Schutzzonen; es sind aber auch „Schmutzzonen" zugelassen. Ein solcher Ansatz setzt genaue Kenntnisse über das Schadstoffrückhaltevermögen von Böden bzw. der gesamten Grundwasserüberdeckung sowie über hydraulische Zusammenhänge im Grundwasserleiter voraus. Da hier aber noch erhebliche Kenntnislücken bestehen, begründet der Umweltrat in diesem Sondergutachten die Notwendigkeit eines vorsorgenden und konsequent flächendeckenden Grundwasserschutzes, der im Vorfeld insbesondere einen vorsorgenden Bodenschutz erfordert.

Der Umweltrat kritisiert den nach wie vor vorrangig nutzungsbezogenen Grundwasserschutz. Ökologische Funktionen des Grundwassers im Landschaftshaushalt oder die Bedeutung des Grundwassers als Lebensraum werden immer noch unterschätzt. Der Umweltrat begründet und betont dabei die Notwendigkeit eines an ökologischen Anforderungen orientierten Grundwasserschutzes.

Viele stoffliche und strukturelle Beeinträchtigungen des Grundwassers sind erkannt. Vielfach sind Schutzmaßnahmen eingeleitet. Insbesondere Einträge aus diffusen Quellen werden bei allen Schutzanstrengungen derzeit jedoch nicht genügend berücksichtigt. Auch die Auswirkungen (wasser)baulicher Eingriffe in den Landschaftswasserhaushalt sowie auf das regionale Klima werden oft verkannt. Der Umweltrat weist in diesem Sondergutachten auf bisher vernachlässigte Handlungsfelder im Grundwasserschutz hin und diskutiert Lösungsansätze sowie

Instrumente für einen flächendeckend wirksamen Grundwasserschutz. Den Vorschlag für einen an Grundwassereinheiten ausgerichteten Grundwasserschutz macht der Umweltrat mit der Absicht, daß zuständige Forschungsinstitutionen und Fachbehörden diesen Ansatz aufgreifen und weiter ausgestalten.

Der Umweltrat dankt allen, die an der Erarbeitung dieses Sondergutachtens mitgewirkt haben. Für den Inhalt des Sondergutachtens sind allein die Unterzeichner verantwortlich.

Wiesbaden, im Februar 1998

H. Behrendt, H.-J. Ewers, A. Héritier, R. F. Hüttl, E. Plaßmann, E. Rehbinder, H. Sukopp

Inhalt

Seite

Anhang

Verzeichnis der Abbildungen

Verzeichnis der Tabellen

Kurzfassung

Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz
Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung

1 Grundwasserschutz als Teilaufgabe des Gewässerschutzes

1.* Gegenstand der Wasserwirtschaft sind alle Gewässer, das heißt alles in der Umwelt oberirdisch fließende oder stehende Wasser sowie das Grundwasser. Dabei sind immer die gesamten Gewässer(öko)systeme sowie alle funktionalen Zusammenhänge angesprochen. Gewässer(öko)systeme sind komplexe dynamische Gebilde, deren Funktionen durch die klimatischen Verhältnisse, durch den Wasserkreislauf insgesamt, durch die Abflußverhältnisse, durch die Gewässerstruktur, durch Austauschvorgänge zwischen Oberflächen- und Grundwasser etc. bestimmt werden.

2.* Die Gewässerschutzpolitik ist bestrebt, die Gewässer im engeren Sinn, ihre Randzonen sowie die in funktionalem Zusammenhang mit den Gewässern stehenden Teilräume ebenso wie die Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser ganzheitlich zu erfassen. Erklärte Ziele sind:

- Schutz der oberirdischen Gewässer und Küstengewässer als Lebensgrundlage und als natürlicher Lebensraum,
- Schutz des Grundwassers als natürliche Ressource sowie
- die nachhaltige Nutzung des Wassers für die Versorgung der Bevölkerung, der Landwirtschaft, der Industrie und des Gewerbes, für Naherholung und Fischerei.

Die Bedeutung des Grundwassers im gesamten Naturhaushalt ebenso wie die Folgen von Beeinträchtigungen werden häufig verkannt. Beim Grundwasserschutz müssen einige Besonderheiten von Grundwasser und Grundwasservorkommen berücksichtigt werden. Grundwasser ist durch die überdeckenden Böden und Gesteine keineswegs immer und unbegrenzt vor anthropogenen Beeinträchtigungen geschützt, wobei deren Auswirkungen meist spät entdeckt werden. Auch sind Ursache und Ausmaß von Beeinträchtigungen häufig nur schwer zu ermitteln. Im Grundwasser laufen abiotische und mikrobielle Umsetzungsvorgänge in der Regel viel langsamer ab als in Oberflächengewässern. Die Beseitigung eingetretener Schäden mittels Grundwassersanierungen ist meist schwierig, langwierig, in der Regel kostenintensiv und häufig wenig wirksam. Schadstoffe können zudem über das Grundwasser weiträumig verteilt werden. Dies ist um so schwerwiegender, je weniger über hydraulische Zusammenhänge innerhalb eines Grundwasservorkommens wie auch zwischen verschiedenen Grundwasserleitern oder zwischen Grundwasserleitern und Oberflächengewässern bekannt ist.

3.* Um die Bedeutung des Grundwasserschutzes hervorzuheben und aufzuzeigen, in welchen Bereichen besondere Schutzanstrengungen notwendig sind, stellt der Umweltrat diese Bereiche im vorliegenden Sondergutachten besonders heraus, wohl wissend, daß die Gewässerschutzpolitik ganzheitlich ansetzen muß. Tatsächlich wird Grundwasser in den gesetzlichen Regelungen seit jeher als wichtige Ressource hervorgehoben; im politischen Alltag spiegelt sich dieses aber nicht genügend wider. Grundwasserschutz ist eine langfristig anzugehende Aufgabe, die in der Öffentlichkeit wenig Aufmerksamkeit findet. Schnelle Erfolge, wie sie etwa durch umweltpolitische Maßnahmen beim Oberflächengewässerschutz erzielt wurden, sind beim Grundwasserschutz nicht zu erwarten.

2 Dauerhaft umweltgerechte Entwicklung und Grundwasserschutz

4.* Das Postulat des flächendeckenden Grundwasserschutzes ist wesentlicher Bestandteil des Konzeptes der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Flächendeckender Grundwasserschutz umfaßt neben der Bewirtschaftung der Grundwassermengen insbesondere die Sicherung der Grundwasserqualität.

Als Umweltqualitätsziel ist „die natürliche Beschaffenheit des Grundwassers" umweltpolitisch weitgehend anerkannt. Allerdings muß diese Zielsetzung relativiert werden, da das Grundwasser zumindest in den oberflächennahen Grundwasserleitern aufgrund langanhaltender und vielfältiger Bewirtschaftungs-

einflüsse nahezu überall anthropogen beeinflußt ist. Dementsprechend schlägt der Umweltrat für den Grundwasserschutz das Umweltqualitätsziel „anthropogen möglichst unbelastetes Grundwasser" vor. Dies beinhaltet, daß weitere anthropogene Belastungen möglichst zu vermeiden sind. Das geltende Recht entspricht mit dem Wasserhaushaltsgesetz (s. § 34 WHG; Verschlechterungsverbot) und den Landesgesetzen bereits weitgehend diesem Vorsorgegrundsatz.

Als Umwelthandlungsziel ist der flächendeckende Grundwasserschutz allgemein anerkannt. In der Praxis ist der Grundwasserschutz jedoch überwiegend nutzungsbezogen ausgerichtet, das heißt, er beschränkt sich im wesentlichen auf Schutzgebietsausweisungen für die Einzugsgebiete von Gewinnungsanlagen, um die Wasserversorgung gefährdende Nutzungen zu verhindern. Dagegen sieht der Umweltrat außerhalb von Wasserschutzgebieten den notwendigen Schutz nicht gewährleistet. Der Umweltrat fordert deshalb nachdrücklich die konsequente Anwendung des Grundsatzes eines flächendeckenden Grundwasserschutzes.

5.* Der Umweltrat begründet die Forderung nach einem flächendeckenden und vorsorgenden Grundwasserschutz mit unzureichenden Kenntnissen über die vielfältigen Ursache-Wirkungszusammenhänge im Landschaftswasserhaushalt. Strategische Ansätze für einen flächendeckenden Grundwasserschutz sollten bekannte Zusammenhänge einbeziehen:

- Zwischen Oberflächengewässern und dem Grundwasser bestehen komplexe Wechselbeziehungen. Grundwasservorkommen werden häufig aus Oberflächengewässern gespeist und umgekehrt.
- Die Grundwasserbeschaffenheit sowie die Grundwassermenge hängen wesentlich von den grundwasserüberdeckenden Böden und Gesteinen sowie den darin ablaufenden Prozessen ab. Die Nutzung beeinflußt entscheidend die Grundwasserneubildungsrate wie auch das Schadstoffrückhaltevermögen der Böden.
- Oft bestehen großräumige hydraulische Zusammenhänge zwischen Grundwasserleitern. Einzelne Grundwasservorkommen sind häufig nur schwer gegeneinander abgrenzbar.
- Das Grundwasser erfüllt im Landschaftshaushalt wesentliche ökologische Funktionen. Grundwasser selbst ist ein wesentlicher Lebensraum und wichtiges Kompartiment des Landschaftshaushaltes. Viele Biotope sind unmittelbar grundwasserabhängig und tolerieren nur bestimmte Schwankungen der Grundwasserflurabstände sowie der Grundwasserbeschaffenheit.

6.* Bisher berücksichtigt die Bodenschutzpolitik noch viel zu wenig den vorsorgenden, flächendeckenden Schutz der Böden, so daß folglich auch kein flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz gewährleistet ist. Die meisten Vorgänge im Boden sind direkt abhängig vom Wassergehalt des Bodens und von der Geschwindigkeit, mit der Wasser durch den Untergrund sickert. Neueste Untersuchungen zu Sickergeschwindigkeiten und Stofftransporten im Boden belegen, daß die Vorgänge im Boden und seine Schutzfunktion für das Grundwasser vor Verunreinigungen bisher häufig falsch eingeschätzt werden. Solange ein aktiver, vorsorgender Bodenschutz vernachlässigt wird, sind immer reparative Maßnahmen im Grundwasser erforderlich.

Der Umweltrat hält es für dringend geboten, über das Bundes-Bodenschutzgesetz einheitliche Mindestkriterien für einen flächendeckend wirksamen Boden- und damit auch Grundwasserschutz festzulegen. Inwieweit beispielsweise die im untergesetzlichen Regelwerk festgelegten Prüf-, Maßnahmen- und Vorsorgewerte die Anforderungen solcher Mindestkriterien ansatzweise erfüllen können, bleibt abzuwarten. Sollten in naher Zukunft – insbesondere bezüglich des Grundwasserschutzes – weiterhin Vollzugsdefizite deutlich werden, muß das Bundes-Bodenschutzgesetz daraufhin unmittelbar nachgebessert werden.

7.* Grundsätzlich sollten Maßnahmen zur Erreichung eines flächendeckend wirksamen Grundwasserschutzes vorrangig auf Vermeidung beziehungsweise Verringerung von Beeinträchtigungen der Grundwasserüberdeckungen und des Grundwassers ausgerichtet sein, um die häufig großräumigen Stoffausbreitungen über den Pfad Wasser, insbesondere Grundwasser, zu vermeiden.

3 Stärker zu berücksichtigende Handlungsfelder

8.* Das Wasserhaushaltsgesetz fordert, Grundwasser mit seinen essentiellen Funktionen im Naturhaushalt flächenhaft zu schützen (§ 1 WHG). Besonderer Schutz soll durch Schutzgebietsausweisungen in den Einzugsgebieten von Gewinnungsanlagen erfolgen. Trotz dieser anspruchsvollen Schutzansätze sind Grundwasservorkommen und -gewinnungsgebiete durch stoffliche Einträge in Boden und Grundwasser und durch strukturelle Eingriffe häufig beeinträchtigt. Nach Auswertung verschiedener Untersuchungen stellt der Umweltrat fest, daß bestimmte Probleme verkannt, zumindest aber unterschätzt werden. Zuwenig wird beachtet, daß funktionsfähige Ökosysteme anthropogene Beeinträchtigungen kompensieren können und damit unter anderem auch eine weniger intensive Trinkwasseraufbereitung gewährleisten. Besonders problematisch sowohl für den Erhalt der ökologischen Funktionen als auch für die wasserwirtschaftliche Nutzung sind diffuse stoffliche Einträge. Bestehende Überwachungssysteme und Schutzbestrebungen berücksichtigen zwar die nach wie vor problematischen Einträge von Stickstoffverbindun-

gen oder von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln, die vorwiegend aus der landwirtschaftlichen Nutzung stammen, jedoch nicht oder nur bedingt Einträge sekundärer Luftschadstoffe (z. B. Halogencarbonsäuren, Nitrophenole oder Methylnitrophenole aus Verkehrsemissionen) sowie Einträge von Arzneimittelwirkstoffen.

Ein weiteres Problem ergibt sich aus Stofffreisetzungen infolge von (Land-)Nutzungsänderungen. Bestehende Schutzbestrebungen und Überwachungsprogramme sind bisher nicht oder zu wenig auf derartige Problemfelder zugeschnitten. Auch wenn ein flächendeckender Grundwasserschutz gefordert wird, so ist dieser außerhalb von Trinkwasserschutzgebieten oftmals nicht gewährleistet.

9.* Die Gründe für bestehende Defizite im Grundwasserschutz sind sehr unterschiedlich:

- Die Vorsorge wird häufig nicht ernsthaft angestrebt.
- Kurzfristige wirtschaftliche Interessen werden vorrangig behandelt, während ökologische Notwendigkeiten häufig zurückgedrängt werden oder gänzlich unberücksichtigt bleiben.
- Nach wie vor sind die Kenntnisse über Gefährdungen durch Einträge und Eingriffe sowie deren Auswirkungen auf Grundwassermenge und -beschaffenheit ungenügend. Komplexe Zusammenhänge im System Grundwasserüberdeckung–Grundwasserleiter sind zu wenig untersucht.
- Die Umsetzung umweltpolitischer Vorgaben ist teilweise unzureichend. Auch fehlen einheitliche Datengrundlagen und in Grundzügen bundesweit einheitliche Vorgehensweisen in den – für den Grundwasserschutz zuständigen – Ländern.

10.* Aus der Situationsanalyse hat der Umweltrat Handlungsfelder identifiziert, die für die Umsetzung eines flächendeckend wirksamen Grundwasserschutzes zukünftig stärker berücksichtigt werden müssen:

- Der Grundwasserschutz muß den im Wasserhaushaltsgesetz vorgeschriebenen Schutz der Funktionen des Grundwassers im Naturhaushalt stärker einbeziehen. Der derzeitigen Gewässerschutzpolitik mangelt es an ganzheitlichen Ansätzen, die neben den bestehenden Nutzungsinteressen und allen den Gewässerhaushalt beeinträchtigenden Maßnahmen ebenso den Schutz ökologischer Funktionen im Landschaftshaushalt berücksichtigen. Dies bedeutet, daß in Produktivitätsbewertungen von Kulturflächen sowohl der Ertrag als auch das Ausmaß an ökologischen Funktionsstörungen eingehen müssen.
- Für einen flächendeckend wirksamen Grundwasserschutz fehlt derzeit im wesentlichen der Ansatz, überall auf der Fläche eine standortangepaßte und damit grundwasserverträgliche Landnutzung durchzusetzen. Die aus einem flächendeckenden Grundwasserschutz resultierenden Forderungen betreffen sowohl die besiedelte Fläche mit ihren vielfältigen und kleinflächig geregelten Nutzungen als auch den großen von der Land- und Forstwirtschaft genutzten Flächenanteil, für den nur ein fragmentarisches und zudem kaum zu überwachendes Nutzungsregime besteht. Viel zu wenig werden die bodenkundlichen und geologischen Standortgegebenheiten, die historische Nutzung sowie etwaige Nutzungsänderungen oder -einschränkungen in Lösungsansätze für eine grundwasserverträgliche Landnutzung einbezogen.
- Sowohl die punktuellen und linienförmigen Einträge aus Altlasten und undichten Abwasserkanälen etc. als auch die flächenhaften Einträge von Nitrat und von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln sind nach wie vor drängende Probleme im Grundwasserschutz. Der Umweltrat erkennt darüber hinaus eine zunehmende Gefährdung des Grundwassers durch diffuse Stoffeinträge, insbesondere von sekundären Luftschadstoffen und lokal von Arzneimittelwirkstoffen. Darüber hinaus sind Stofffreisetzungen aus Baustoffen für das Grundwasser relevant.
- Das regional entnehmbare Grundwasserdargebot und der mögliche Umfang an Förderrechten für die Trink- und Brauchwasserbereitstellung lassen sich nur grob abschätzen. Die Datenerfassung bezüglich räumlicher Zuordnung von Wassergewinnung und -versorgung erfolgt derzeit nach formalen, in der Regel verwaltungstechnischen Kriterien sowie nach Einzugsgebieten großer Flüsse. Es fehlt an einer konsequenten Zuordnung der Grundwasserfördermengen zu den entsprechenden Grundwassereinheiten und damit auch an wichtigen Planungs- und Entscheidungsgrundlagen.
- Vielfach ist die Nutzung oberflächennaher Grundwasservorkommen durch Stoffeinträge erschwert; häufig mußten Förderanlagen aufgrund zu hoher Kontaminationen bereits stillgelegt werden. Für die Trinkwassergewinnung wird dann auf benachbarte Grundwasservorkommen, tiefere Grundwasserstockwerke oder auf eine Fernwasserversorgung ausgewichen. Zukünftige qualitätsbedingte Ausweichmaßnahmen sollten mit Sanierungsauflagen für das belastete Grundwasservorkommen verbunden werden.
- Trotz vieler technischer Weiterentwicklungen zeigen offensichtliche Stoffenster in der Wasseraufbereitungstechnik die Leistungsgrenzen der Aufbereitungsverfahren auf. Dem Zwang zu immer weiterreichender kostenintensiver technischer Aufrüstung der Wasseraufbereitung kann nur durch einen vorsorgenden, konsequent flächendeckend ansetzenden Grundwasserschutz begegnet werden, der weitere Belastungen verhindert.
- Derzeit fehlen bundesweit vereinheitlichte verwaltungstechnische Vorgehensweisen im Grundwasserschutz. Da die Zuständigkeit in Fragen des Grundwasserschutzes bei den Wasserbehörden der Länder liegt, kommt eine Wasserwirtschaftsverwaltung des Bundes nicht in Betracht. Soweit Verwaltungseinheiten nicht deckungsgleich mit der Erstreckung der Grundwasservorkommen sind, werden Kooperationen zwischen benachbarten Verwaltungseinheiten notwendig. Die bisher überwiegend wassermengenwirtschaftliche Orientierung müßte zudem um eine starke Komponente der Sicherung und Überwachung der Wasserqualität ergänzt werden.

4 Zur Umsetzung des Grundsatzes eines flächendeckenden Grundwasserschutzes

11.* Wie stark Grundwasservorkommen durch Stoffeinträge und nichtstoffliche Beeinträchtigungen gefährdet sind, hängt von den jeweiligen Standortverhältnissen (Boden- und Untergrundeigenschaften) sowie von Art, Ausmaß und Dauer anthropogener Einflüsse (historische und derzeitige Nutzung) ab. Auch das entnehmbare Grundwasserdargebot ist standortabhängig, da sich Neubildungsraten regional unterscheiden und die etwaige Wasserentnahme ihre unmittelbare Wirkung (etwa auf grundwasserabhängige Ökosysteme) in Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Grundwasserkörpers unter Umständen relativ kleinräumig entfalten kann.

Flächendeckender Grundwasserschutz erfordert dementsprechend, nicht überall den gleichen, sondern einen standortangepaßten Schutzaufwand zu betreiben – allerdings immer mit demselben Umweltqualitätsziel. Der Umweltrat hält für die Umsetzung eines flächendeckenden Grundwasserschutzes – unter Berücksichtigung von Schutzinteressen zum einen und Nutzungsinteressen zum anderen – ein räumlich differenzierendes Bezugssystem für erforderlich, das heißt eine räumlich differenzierte Klassifizierung von Grundwasservorkommen nach ihrer Belastungsempfindlichkeit.

12.* Der Umweltrat regt an, mittels länderübergreifender *Grundwassereinheiten/-untereinheiten* eine einheitliche Erfassungs- und Bewertungssystematik für die Grundwasserbeschaffenheit und für die Abschätzung ihrer Belastungsempfindlichkeit gegenüber Stoffeinträgen und strukturellen Eingriffen einzuführen; er macht dazu einen konzeptionellen Vorschlag (s. w. u.). Dieser Ansatz für eine Festlegung von Grundwassereinheiten/-untereinheiten soll die bisher ausgewiesenen Grundwasserlandschaften und Grundwasserregionen mit ihrer länderspezifischen Prägung und dem meist naturräumlichen Bezug ablösen und prozeßorientiert ansetzen.

Zu den Grundwassereinheiten

Grundwassereinheiten/-untereinheiten sind Räume mit vergleichbaren hydrogeologischen Voraussetzungen und vergleichbarer Grundwasserbeschaffenheit. Im Gegensatz zu den Grundwasserlandschaften und -regionen ist mit diesem konzeptionellen Vorschlag die Einbeziehung tieferer Grundwasserstockwerke gleichermaßen möglich. In diesem Konzept wird auch die gesamte Grundwasserüberdeckung (wasserungesättigte Zone einschließlich des Bodens) berücksichtigt, da diese die maßgebliche Schutzfunktion für das Grundwasser erfüllt. Durch die Verschneidung der Belastungsempfindlichkeit des Gesamtsystems Grundwasserüberdeckung/Grundwassereinheit und -untereinheit mit dem Muster der derzeitigen Nutzung sowie der Nutzungsgeschichte der Standorte können aktuelle und potentielle Gefährdungen ermittelt werden (s. Abb. 1).

Grundwassereinheiten weisen folgende Charakteristika auf:

- *Ihre Ausweisung ist von den physikalischen und hydrogeochemischen Prozessen in einem Grundwasserleiter abhängig.*
- *Sie beschreiben zunächst nur die anthropogen möglichst unbelastete Grundwasserbeschaffenheit ohne nutzungsspezifische Einflüsse.*
- *Sie sind unabhängig von naturräumlichen, insbesondere verwaltungsstrukturellen Bezügen.*

Die potentiell geogene Grundwasserbeschaffenheit wird maßgeblich durch die chemisch-physikalischen, mikrobiellen und hydraulischen Wechselwirkungsprozesse zwischen Grundwasser und Grundwasserleiter geprägt. Mit Hilfe dieser Kenntnisse können anthropogene Einwirkungen, insbesondere Einträge, erfaßt werden. Die Grundwassereinheiten bilden somit den jeweiligen Referenzrahmen für die geogene Grundwasserbeschaffenheit beziehungsweise das aktuelle Konzentrationsniveau.

Während mit der Ausweisung von Grundwassereinheiten eine eher grobe Einteilung der Grundwasservorkommen vorgenommen wird, läßt sich durch die Festlegung von Untereinheiten eine stärkere Differenzierung unter Berücksichtigung weiterer für die Grundwasserbeschaffenheit und ihre Überwachung relevanter Faktoren vornehmen.

Durch die Einbeziehung der Grundwasserüberdeckung in die Definition der Grundwassereinheiten können Grundwasserleiter unterschiedlicher Belastungsempfindlichkeit ausgewiesen werden. Für Grundwasservorkommen mit besonderer Belastungsempfindlichkeit können hieraus Schutzziele entwickelt und durch zielführende Maßnahmen umgesetzt werden. Notwendig sind Maßnahmen, die der Belastungsempfindlichkeit entsprechend gestaffelt sind.

Die Verschneidung von Daten zur Belastungsempfindlichkeit der Grundwassereinheiten mit Informationen zur Landnutzung und dadurch eingetragene Kontaminanten zeigt die aktuelle beziehungsweise potentielle Gefährdung auf.

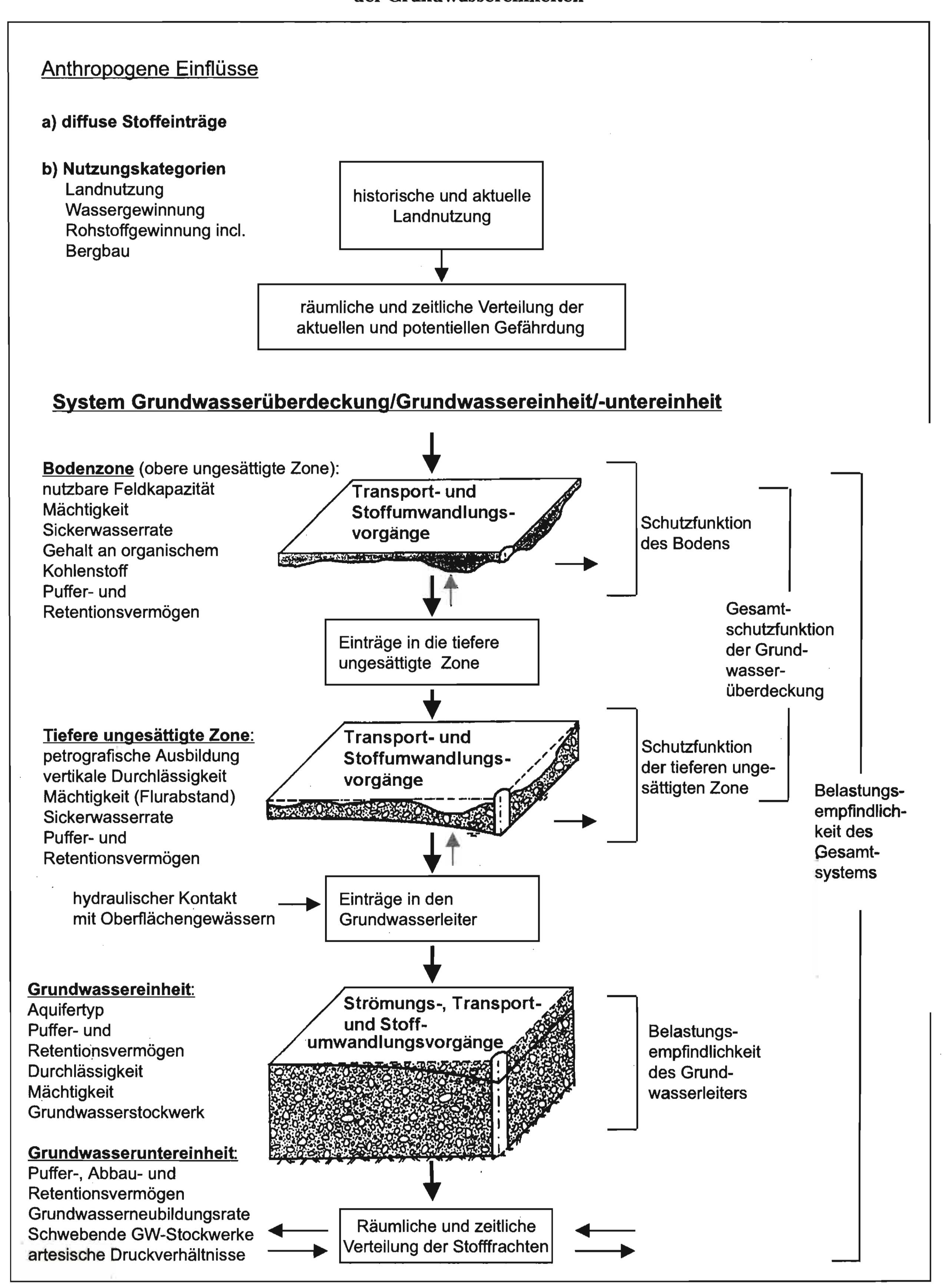
Die nach der vom Umweltrat eingeführten Systematik festgelegten Grundwassereinheiten und -untereinheiten

- *sind unabhängig von naturräumlichen und verwaltungsstrukturellen Bezügen,*
- *erlauben eine Einteilung der Grundwasservorkommen in Bereiche unterschiedlicher Belastungsempfindlichkeit in Abhängigkeit von der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung,*
- *haben eine große Bedeutung für die Landes- und Regionalplanung sowie die Raumordnung und damit für eine umweltschonende Bewirtschaftung von Grundwasser sowie für Fragen der Landnutzung (beispielsweise bei der Ausweisung von besonders belastungsempfindlichen Flächen oder der Errichtung von potentiell wassergefährdenden Anlagen) und bilden damit eine Grundlage für den vorsorgenden Grundwasserschutz und*
- *ermöglichen die Konzeption und den Aufbau eines einheitlichen, an die Grundwassereinheiten angepaßten und optimierten Überwachungssystems, die Kontrolle des Erfolges von präventiven Schutzmaßnahmen sowie das frühzeitige Erkennen von anthropogenen Beschaffenheitsänderungen und die Einleitung geeigneter Maßnahmen.*

In den Grundwassereinheiten und -untereinheiten können Szenarien der natürlichen Strömungs-, Transport- und Reaktionsprozesse qualitativ beschrieben werden.

Abbildung 1

Schematische Darstellung des Konzepts zur Bewertung der Belastungsempfindlichkeit der Grundwassereinheiten



nach HOFMANN und TEUTSCH; verändert

Das Konzept ist überregional und flächendeckend anwendbar. Die Charakterisierung der Grundwasservorkommen sowie die Bestimmung der potentiell geogenen Grundwasserbeschaffenheit sollte mit einem optimierten Gütemeßnetz erfaßt werden, um repräsentative und vergleichbare, das heißt in allen Ländern auf einheitlicher Basis erhobene Daten zu erhalten. Die Grundwassereinheiten bilden somit den jeweiligen Referenzrahmen für die potentiell geogene Grundwasserbeschaffenheit bzw. das aktuelle Konzentrationsniveau. Politische Entscheidungen über Maßnahmen im Grundwasserschutz können sich an Grundwassereinheiten orientieren (z. B. Ausweisung von (Grundwasser-)Vorranggebieten).

13.* Um Einwirkungen aus dem Bereich genehmigungsbedürftiger Planungen (z. B. Gebiete für Industrie und produzierendes Gewerbe) und Anlagen (z. B. gewerbliche und landwirtschaftliche Betriebe, Verkehrsanlagen, Abfallbehandlungsanlagen und Deponien) sowie Anlagen mit hohem Betriebsrisiko zu vermeiden und zu regulieren, sollten nach Ansicht des Umweltrates planerische Instrumente gestärkt werden. Dies gilt zum einen für die allgemeine räumliche Planung und für planerische Zulassungsentscheidungen, zum anderen für die wasserwirtschaftliche Fachplanung.

Bei behördlichen Entscheidungen über Planungen und die Zulassung von Einzelvorhaben mit wasserwirtschaftlicher Bedeutung (Entscheidungen über die Siedlungsausdehnung, im Verkehrswegebau sowie über die Zulassung von Anlagen, in denen mit wassergefährdenden Stoffen umgegangen wird) muß Grundwasserschutzbelangen in Regionen, die der Kategorie Vorranggebiet zugeordnet sind, Priorität eingeräumt werden. Ob Einzelvorhaben mit wasserwirtschaftlicher Bedeutung mit dem Grundwasserschutz vereinbar sind, ist insbesondere nach dem Raumordnungsrecht festzustellen (Anpassung der Bauleitplanung an die Ziele der Raumordnung, § 4 Abs. 1 ROG, § 1 Abs. 4 BauGB; Beurteilung im Raumordnungsverfahren, § 15 ROG). Das Zulassungsrecht für wassergefährdende Anlagen muß zukünftig über technische Anforderungen hinaus den Schutz von Vorranggebieten gewährleisten.

Des weiteren sind für den Grundwasserschutz wasserrechtlich normierte Planungsinstrumente wie wasserwirtschaftliche Rahmenpläne und Bewirtschaftungspläne, Abwasserbeseitigungspläne sowie Schutzgebietsausweisungen einzusetzen. Bei einer konsequenten standortgerechten Landnutzung sowie einer entsprechenden Auslegung der „guten fachlichen Praxis" sieht der Umweltrat nur noch Bedarf an anlagenabhängigen Schutzgebieten, das heißt, für die Einzugsgebiete von Wassergewinnungsanlagen. Raumbedeutsame anlagenunabhängige Gebiete zum Schutz von Gewässern im Interesse der künftigen Wasserversorgung bräuchten nicht mehr gesondert ausgewiesen zu werden.

Wesentliche Aufgabe der künftigen wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung ist es, auf der Grundlage von wasserwirtschaftlichen Informationssystemen einen flächendeckenden Überblick über vorhandene Gefahrenpotentiale der Gewässer sowie über gefährdete gewässerabhängige Ökosysteme und Nutzungsbereiche zu geben. Bewirtschaftungspläne können zum Beispiel die Grundwasserentnahme steuern sowie unter Umständen für die Sanierung durch Grundwasserabsenkung geschädigter Gebiete herangezogen werden.

Neben diesen durch das Wasserhaushaltsgesetz geregelten Plänen beziehungsweise Schutzgebietsausweisungen wurden in der Planungspraxis auf Landes- und Regionalebene zahlreiche Fach-, Sonder- und Generalpläne entwickelt, welche unter anderem die Lösung örtlich beziehungsweise regional begrenzter Problemstellungen zum Gegenstand haben und grundsätzlich auch für den Grundwasserschutz geeignet sind. Interessant sind in diesem Zusammenhang vor allem neuere fachplanerische Entwicklungen wie Aktionsprogramme, Zielplanungen und fachorientierte Pläne, welche zwar im Ansatz bestimmte Parallelen zu Rahmen- und Bewirtschaftungsplänen aufweisen, hinsichtlich ihrer Konzeption aber, entsprechend den jeweiligen länderspezifischen Problemstellungen, andere Schwerpunkte und zum Teil eine stärker ökologische Zielsetzung verfolgen.

Über die räumliche Gesamtplanung und die wasserwirtschaftlichen Fachplanungen hinaus haben andere umweltbezogene Planungen, wie etwa die Landschaftsplanung, Bedeutung für den Grundwasserschutz; umgekehrt können die Ergebnisse der Fachplanung für Umweltverträglichkeitsprüfungen genutzt werden.

14.* Der allgemeine qualitative Grundwasserschutz wird gegenwärtig überwiegend ordnungsrechtlich durch das Wasserhaushaltsgesetz und die Landeswassergesetze sowie andere medien- und stoffbezogene Umweltgesetze geregelt. Die Analyse des rechtlichen Instrumentariums hat jedoch gezeigt, daß das Wasserrecht mit seinem eher ressourcenorientierten Bewirtschaftungsansatz nicht immer in der Lage ist, die vielfältigen Einwirkungen auf das Grundwasser angemessen zu begrenzen. Beispielsweise sollten stoffbezogene Vorschriften zukünftig stärker darauf ausgerichtet sein, von vornherein Beeinträchtigungen des Grundwassers auszuschließen. Des weiteren muß die „gute fachliche Praxis" standortgerecht konkretisiert werden.

15.* Die Zuteilung von Entnahmerechten unterliegt in Deutschland der öffentlichen Benutzungsordnung (Genehmigung, Bewilligung). Die Preismechanismen, über die im Markt Güter in ihre effizienteste Verwendung gelenkt werden, sind bezüglich der Grundwasserförderrechte außer Kraft gesetzt. In den meisten Ländern werden zwar mittlerweile Wasserentnahmeentgelte erhoben, diese orientieren sich in ihrer Höhe jedoch nicht an den regionalen Knappheiten. Anreize, auf andere Versorgungsmöglichkeiten auszuweichen und damit eventuell verbundene höhere Aufbereitungs- oder Transportkosten in Kauf zu nehmen, werden nicht gesetzt.

Des weiteren sollte, im Gegensatz zur gegenwärtigen Praxis der Erhebung von Wasserentnahmeentgelten durch die Länder, die öffentliche Wasserversorgung mit den gleichen Entgelten belegt werden wie alle

anderen Nutzer. Nur so kann erreicht werden, daß die Wasserversorger ihrerseits die Kosten der Wasserentnahme aus dem lokalen Wasservorrat mit potentiellen Ausweichstrategien vergleichen und sich für die günstigste Lösung entscheiden. Eine effiziente Aufteilung eines gegebenen Wasserangebots wird sich nur dann einstellen, wenn sich alle Nachfrager an den gleichen Preis anpassen. Die Entrichtung des Preises durch die öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen ist zudem Voraussetzung dafür, daß Knappheitssignale im Wege kostendeckender Gebühren an die Endabnehmer weitergereicht werden, um dort entsprechende Verhaltensanpassungen anzuregen.

Etwaige Widerstände gegen die Ausweisung von Wasserschutzgebieten sind in der Regel auf die resultierende Einschränkung der ökonomischen Entwicklungsmöglichkeiten der Region (z. B. Ausfall von Gewerbesteuereinnahmen) zurückzuführen, die aus höheren Schutzanforderungen im Vergleich zu Gebieten, die nicht der Wassergewinnung dienen, resultieren. Mit dem Übergang der Befugnis, Wasserrechte zu verleihen, erhält die Region die Möglichkeit, Einnahmen aus dem Verkauf von Wasserentnahmerechten zu erzielen. Die Ausweisung von Grundwasserschutzgebieten kann damit für die Region auch wirtschaftlich interessant werden.

Mit einem verbesserten Grundwasserschutz in der Fläche werden zahlreiche der heute in Grundwasserschutzgebieten bestehenden Vorschriften überflüssig. Das Erfordernis zusätzlicher Schutzanforderungen gegenüber nicht besonders geschützten Gebieten kann im Fall der konsequenten Umsetzung eines flächendeckenden Grundwasserschutzes insbesondere aus dem Interesse wasserfördernder Unternehmen resultieren, das Risiko unvorhersehbarer stofflicher Einträge im Umfeld der Förderanlagen weitestgehend auszuschließen (z. B. Sperrung für Gefahrguttransporte) sowie Einträge humanpathogener Keime zu vermeiden. Eine Reduzierung der Regelungsdichte der bestehenden Wasserschutzgebietsverordnungen erscheint insofern möglich; diese könnten auf den Schutz der genannten Interessen beschränkt werden. Sofern private Interessen (z. B. von Grundstückseigentümern) im Fall eines wirksamen flächendeckenden Grundwasserschutzes von ergänzenden Schutzanordnungen in Wassergewinnungsgebieten unzumutbar beeinträchtigt sind, begründet dies einen Ausgleichsanspruch, der aus den Wasserentnahmeentgelten zu decken ist.

16.* Transfers als finanzieller Anreiz für die Bereitstellung von mehr Umweltleistungen im Wege des ökologischen Finanzausgleichs sind bei der vom Umweltrat vorgeschlagenen Strategie im Grundwasserschutz nur dann zu zahlen, wenn die Region über den flächendeckenden Grundwasserschutz hinaus ökologische Leistungen erbringt, die nicht ohne Honorierung erwartet werden könnten (z. B. Erhalt oder Wiederherstellung von Kulturlandschaften).

Allerdings kann es bei einer konsequenten Umsetzung des flächendeckenden Grundwasserschutzes zu erheblichen Nutzungseinschränkungen insbesondere in solchen Regionen kommen, die sich durch eine hohe Belastungsempfindlichkeit des Grundwassers auszeichnen. Über Zuweisungen können Nutzungseinschränkungen in diesen Regionen kompensiert werden. Zudem kann die Umsetzung des Ziels eines flächendeckenden Grundwasserschutzes in der Region dadurch verbessert werden, daß Vollzugsdefizite bei der Erfüllung gesetzlicher Vorgaben im Hinblick auf die Mittelzuteilung Berücksichtigung finden. Bei den Gemeinden wird damit ein zusätzlicher Anreiz geschaffen, auf den Schutz von Grundwasser aktiv hinzuwirken.

17.* Die Erreichung des angestrebten Zustandes „flächendeckend anthropogen möglichst unbelastetes Grundwasser" ist eine Langzeitaufgabe. Eine Neuordnung der Landnutzung im Sinne des flächendeckenden Grundwasserschutzes kann nur langfristig umgesetzt werden. Bereits jetzt sollten Schritte in diese Richtung eingeleitet werden. Die Festlegung von Grundwassereinheiten kann als Weiterentwicklung des Konzeptes der Grundwasserlandschaften erfolgen. Durch Bestimmung der jeweiligen Belastungsempfindlichkeit und die Erfassung der Gefährdungspotentiale steht unmittelbar eine Grundlage für koordinierte, flächendeckend ansetzende Grundwasserschutzmaßnahmen zur Verfügung.

18.* Derzeit fehlen bundesweit vereinheitlichte verwaltungstechnische Vorgehensweisen im Grundwasserschutz. Da die Zuständigkeit in Fragen des Grundwasserschutzes bei den Wasserbehörden der Länder liegt, kommt eine Wasserwirtschaftsverwaltung des Bundes nicht in Betracht. Entsprechend sind die Länder aufgerufen, flächendeckend Grundwassereinheiten festzulegen. Soweit Verwaltungseinheiten nicht deckungsgleich mit den Grundwassereinheiten sind, werden Kooperationen zwischen benachbarten Verwaltungseinheiten notwendig. Die Fachbehörden sollten dann das nutzbare Dargebot ermitteln, die Region (Zweckverbände von Kommunen, deren Zuständigkeit sich unter Umständen über großräumige Grundwassereinheiten erstreckt) entscheidet jedoch selbst über die Verleihung zeitlich befristeter Wasserentnahmerechte. Sie wird dabei zum Anbieter von Entnahmerechten für Grundwasser, dessen Qualität durch regionale Maßnahmen (etwa durch Gebietsschutz einschließlich Kooperationen mit den Emittenten) zu beeinflussen ist. Entscheidungen der Region sind der oberen Wasserbehörde vorzulegen. Diese hat ein präventives und nachträgliches Beanstandungsrecht und kann die von der Region erteilten Erlaubnisse oder Bewilligungen beanstanden oder widerrufen, wenn zu erwarten ist, daß die ökologischen Funktionen des Grundwassers durch Wasserentnahmen gefährdet sind oder eine solche Gefährdung nachträglich eintritt. Die Schutzziele bleiben damit der Aufsicht der oberen Wasserbehörde unterstellt.

Eine eventuell bestehende Nutzungskonkurrenz bei knappem regionalem Wasserdargebot kann die Region dadurch beheben, daß sie die Förderrechte ausschreibt. Die sich im Rahmen des Bietverfahrens ergebenden Preise sind Ausdruck der Grundwasserknappheit vor Ort.

Die bisher überwiegend mengenwirtschaftliche Orientierung müßte um eine starke Komponente der Sicherung und Überwachung der Wasserqualität er-

gänzt werden. Den Länderverwaltungen würde neben den klassischen Verwaltungsaufgaben bei Genehmigungen und Bewilligungen die Aufgabe verbleiben, die Tätigkeit solcher „Wasserverbände neuen Typs" kooperativ zu überwachen.

19.* Flächendeckender Grundwasserschutz mit räumlich differenziertem Schutzaufwand setzt detaillierte Kenntnisse über die Schutzwirkung der unterschiedlichen grundwasserüberdeckenden Schichten voraus. Für die Erfassung der komplexen Zusammenhänge in Böden und Grundwasserleitern ist besonderer Forschungsbedarf gegeben. Darüber hinaus ist die Umstrukturierung bestehender Institutionen – ausgerichtet zum Beispiel an Grundwassereinheiten – erforderlich.

1 Zum gegenwärtigen Grundwasserschutz

1.1 Grundwasserschutz als Teilaufgabe des Gewässerschutzes

1. Anthropogene Nutzungen beeinträchtigen die Funktionen der Gewässer. Die Auswirkungen werden oft erst mittel- bis längerfristig erkannt. Entsprechend müssen Gewässerschutzmaßnahmen insbesondere den Langzeitaspekt mit berücksichtigen. Die Gewässerschutzpolitik und die Wasserwirtschaft versuchen, diesem Aspekt durch Vorsorgemaßnahmen Rechnung zu tragen.

Gegenstand der Wasserwirtschaft sind alle Gewässer, d. h. alles in der Umwelt oberirdisch fließende oder stehende Wasser sowie das Grundwasser. Dabei sind immer die gesamten Gewässer(öko)systeme sowie alle funktionalen Zusammenhänge angesprochen. Gewässer(öko)systeme sind komplexe dynamische Gebilde, deren Funktionen durch die klimatischen Verhältnisse, den Wasserkreislauf insgesamt, durch die Abflußverhältnisse, durch die Gewässerstruktur, durch Austauschvorgänge zwischen Oberflächen- und Grundwasser etc. bestimmt werden.

2. Wassermengenwirtschaft und Wassergütewirtschaft waren ursprünglich fast ausschließlich auf die Nutzung der Ressource Wasser ausgerichtet. Nach und nach werden aber auch die Funktionen des Wassers im Landschaftshaushalt stärker berücksichtigt und wasserwirtschaftlichen Zielsetzungen zugrunde gelegt. Ebenso wird mittlerweile auch in der Umweltpolitik die Rolle der Gewässer als Lebensraum erkannt. Damit geht zunehmend die schon als traditionell zu bezeichnende „Frontstellung" der Wasserwirtschaft gegenüber dem Naturschutz verloren (s. a. LAWA, 1997a).

3. Die vorrangig nutzungsbezogene Gewässerschutzpolitik konnte, insbesondere durch wirksame Abwasseraufbereitung und -entsorgung, den Gütezustand großer Fließgewässer und vieler vormals belasteter Seen unbestreitbar verbessern (s. u. a. UBA, 1996; SRU, 1994). Trotzdem müssen Stoffeinträge auch weiterhin unbedingt vermindert werden, da Einträge, wie etwa von Nitrat, Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln oder Schwermetallen, unverändert ein Problem sowohl für den Landschaftshaushalt als auch für die Trinkwasserversorgung darstellen (s. a. UBA, 1997a, 1996; MEYER et al., 1995a). Insbesondere Einträge aus diffusen Quellen werden bei allen Schutzanstrengungen derzeit nicht genügend berücksichtigt (s. w. u. Kap. 2.3; LAWA, 1997a). Ebenso werden Auswirkungen (wasser)baulicher Eingriffe in den Landschaftswasserhaushalt sowie in das regionale Klima oft verkannt.

4. Der Zustand der Oberflächengewässer ist mittels Daten aus Untersuchungen zur Gewässergüte vergleichsweise exakt zu bewerten. Der Zustand des Grundwassers ist aber wegen der teilweise lückenhaften und länderweise uneinheitlichen Datenlage kaum abzuschätzen (s. SCHENK und KAUPE, 1998; HANNAPPEL et al., 1995). Dies ist um so mehr ein Defizit, wenn man bedenkt, daß in Deutschland etwa zwei Drittel des Trinkwassers aus Grundwasser gewonnen werden.

5. Um die Bedeutung des Grundwasserschutzes aufzuzeigen und hervorzuheben, in welchen Bereichen besondere Schutzanstrengungen notwendig sind, stellt der Umweltrat diese im vorliegenden Sondergutachten besonders heraus, wohl wissend, daß die Gewässerschutzpolitik ganzheitlich ansetzen muß. Tatsächlich wird Grundwasser in den gesetzlichen Regelungen seit jeher als wichtige Ressource hervorgehoben; im politischen Alltag spiegelt sich dieses aber nicht genügend wider. Grundwasserschutz ist eine langfristig anzugehende Aufgabe, die in der Öffentlichkeit wenig Aufmerksamkeit findet. Schnelle Erfolge, wie sie etwa durch umweltpolitische Maßnahmen beim Oberflächengewässerschutz erzielt wurden, sind beim Grundwasserschutz nicht zu erwarten.

6. Bereits seit Anfang des 19. Jahrhunderts erfolgte eine bevorzugte Nutzung des Grundwassers für die Trinkwasserversorgung, vor allem aus hauseigenen Brunnen. Als aber die nachbarschaftlich organisierte Brunnenpflege und der auf sozialen Absprachen beruhende innerstädtische Grundwasserschutz nur noch unvollständig griffen, wurde Mitte/Ende des 19. Jahrhunderts die Wasserversorgung zunehmend Aufgabe der Kommunalpolitik. Wasserversorgungsunternehmen wurden gegründet, zur Versorgung wurden Leitungsnetze und zur Abwasserbeseitigung Kanalisationen gebaut. Fäkalien wurden nicht mehr – wie bis dahin üblich – zum Recycling der Nährstoffe auf die Felder geschafft, sondern über die Kanalisation in die Flüsse entsorgt. Wegen des Bedarfs an Schwemmwasser zum Fortspülen der Fäkalien erhöhte sich der durchschnittliche Pro-Kopf-Wasserverbrauch. Während die Versorgung mit Trink- und Brauchwasser zunächst noch getrennt voneinander erfolgte, wurden seit Ende des 19. Jahrhunderts anstelle von doppelten Leitungsnetzen Einheitsnetze installiert und damit Wasser in Lebensmittelqualität auch für das Fäkalienabschwemmen und für Fabrikationszwecke benutzt. Die Flüsse wurden durch (Siedlungs- und Industrie-)Abwassereinleitungen zunehmend weniger nutzbar, trinkwasserbürtige Cholera- und Typhusepidemien waren die Folge. Vielfach erfolgte dann eine Umstellung auf eine Grundwasserbewirtschaftung, zum Teil wurde eine sogenannte Langsamsandfiltration zur Flußwasserreinigung eingesetzt. Versuche, die Gewässerbelastung mit ordnungsrechtlichen Regelungen (u. a. Reichswassergesetz; KLUGE und SCHRAMM, 1995) bereits Anfang des 20. Jahrhunderts in den Griff zu

bekommen, scheiterten. Allerdings konnte sich die moderne Siedlungswasserwirtschaft flächendeckend durchsetzen, die dann in den zwanziger und dreißiger Jahren die Einrichtung von mechanischen Abwasserbehandlungen forcierte. In der Zeit nach dem Zweiten Weltkrieg stieg der Wasserbedarf vor allem der westdeutschen Industrie drastisch. Der Bedarf wurde dabei zunehmend aus dem Oberflächenwasser gedeckt, obschon die Gewässerverunreinigungen teilweise dramatisch zunahmen. Ende der sechziger/ Anfang der siebziger Jahre nahmen Gewässerbelastungen mit sommerlichen Fischsterben und akuter Gefährdung der Trinkwasserversorgung aus Oberflächengewässern in Deutschland besorgniserregende Ausmaße an. Mit dem Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 wurden der vorsorgende Gewässerschutz sowie die Sicherstellung der öffentlichen Wasserversorgung dann eine vorrangige Aufgabe der Umweltpolitik. Der Schwerpunkt der Gewässerschutzpolitik lag vor allem auf der Verbesserung der Oberflächengewässerqualität. Nach Maßnahmen zur Verminderung der Belastungen durch Phosphat, Stickstoff und leicht abbaubare organische (sauerstoffzehrende) Stoffe wurden zunehmend Anstrengungen auch zur Verringerung schwer abbaubarer Schadstoffe unternommen. Große Hoffnungen wurden in technische Wasserreinigungsverfahren (insbesondere in Kläranlagen) gesetzt, häufig ohne genügend auf Kosten-Nutzen-Relationen (einschl. Energiebilanzen) zu achten. Integrierte Techniken, planerische Instrumente und Vermeidungsstrategien – insbesondere bei diffusen Einträgen – wurden vernachlässigt.

Erst Mitte der achtziger Jahre erkannte die Politik die Notwendigkeit einer stärker ökologisch orientierten Gewässerbeurteilung. Zunehmend wurde deutlich, daß ohne besondere Schutzanstrengungen Ökotope preisgegeben werden. Dennoch hat der Schutz der Lebensgemeinschaften im und am Gewässer noch immer nicht den gleichen Stellenwert in der Umweltpolitik wie die Gewässerreinhaltung zum Zwecke der Trinkwasserbereitstellung. Dies gilt vor allem für den Lebensraum Grundwasser. Viele Ökosysteme sind grundwasserabhängig oder zumindest grundwasserbeeinflußt (z. B. Auen- und Bruchwälder, Moore). Von den früher zahlreich vorkommenden grundwasserabhängigen oder grundwasserbeeinflußten Ökosystemen sind zum Teil nur noch Restbestände vorhanden, die regional oder fallweise als weitgehend intakt anzusehen sind, sofern sie kontinuierlich und mit weitgehend unbelastetem Grundwasser versorgt sind.

7. Deutschland ist insgesamt betrachtet ein wasserreiches Land, auch wenn es klimatisch bedingt regional Wasserdefizitgebiete gibt, beispielsweise in einigen ostdeutschen Regionen. Setzt man funktionierende Ökosysteme ebenso wie den haushaltenden Umgang mit den Wasservorkommen voraus, ist auch zukünftig die Versorgung der Nutzer (öffentliche Wasserversorgung, industrielle Eigenversorger, Landwirtschaft) gewährleistet. Die Bedeutung des Grundwassers im gesamten Naturhaushalt sowie die Probleme beim Grundwasserschutz werden aber immer wieder verkannt. Grundwasserschutz muß die Besonderheiten von Grundwasser und Grundwasserleitern berücksichtigen. Grundwasser ist keineswegs – etwa durch die überdeckenden Böden und Gesteine – überall und unbegrenzt gegen anthropogene Beeinträchtigungen geschützt. Die vielfältigen und komplexen Vorgänge im tieferen Untergrund werden durch den Menschen nicht unmittelbar wahrgenommen. Die Auswirkungen von Beeinträchtigungen werden in aller Regel erst spät entdeckt. Auch sind Ursache und Ausmaß von Beeinträchtigungen häufig nur schwer zu ermitteln. Abiotische und mikrobielle Umsetzungsvorgänge im Grundwasser laufen in der Regel viel langsamer ab als im Oberflächengewässer. Die Beseitigung eingetretener Schäden mittels Grundwassersanierungen ist meist schwierig, langwierig, meist kostenintensiv und häufig wenig wirksam oder gar nicht möglich. Schadstoffe können zudem über das Grundwasser weiträumig verteilt werden. Dies ist um so schwerwiegender, je weniger über hydraulische Zusammenhänge (WEYER, 1996) innerhalb eines Grundwasservorkommens wie auch zwischen verschiedenen Grundwasserleitern und zwischen Grundwasserleitern und Oberflächengewässern bekannt ist. Aus diesen Gründen ist ein vorsorgender, flächendeckender Grundwasserschutz von entscheidender Bedeutung. Außerhalb von Wasserschutzgebieten, die in Einzugsgebieten von Grundwasserentnahmen für die Wasserversorgung bestimmte grundwasserbelastende Nutzungen einschränken oder verhindern sollen, sind die Schutzanstrengungen derzeit allerdings vergleichsweise gering und entsprechen nicht dem vorsorgenden Grundwasserschutz.

8. Für die Umsetzung eines flächendeckenden Grundwasserschutzes ist auch die Problematik der Zuständigkeit in Fragen des Gewässerschutzes zu berücksichtigen. Die Mengenbewirtschaftung des Wassers – einschließlich des Grundwassers – unterliegt den Wasserbehörden der Länder. Diese tragen auch für die Wassergüte Verantwortung; allerdings sind sie nicht oder nicht alleine zuständig für Zulassung und Kontrolle vieler potentiell wassergefährdender Nutzungen. Bei vielen Entscheidungen, die von anderen Behörden getroffen werden, sind die Wasserbehörden zu beteiligen, wobei das Ausmaß der Beteiligung länderweise von der bloßen Information bis zur Mitentscheidung reicht.

Deutliche länderspezifische Unterschiede im Vollzug sind teilweise rein politisch begründet, ergeben sich aber oftmals auch aus besonderen geologischen und/ oder nutzungsbedingten Gegebenheiten. Beispielsweise wurden in Nordrhein-Westfalen per Gesetz Verbände oder Genossenschaften gebildet, um den jeweiligen Bedarfen der unterschiedlichen Nutzer, wie Braun- und Steinkohlenbergbau, eisenschaffender Industrie etc. gerecht zu werden. Der Umfang der diesen Verbänden übertragenen Aufgaben ist unterschiedlich; bei den meisten gehört dazu die Regulierung des Grundwasserstandes, in der Regel jedoch nicht die Grundwasserreinhaltung.

Viele Probleme beim Grundwasserschutz erklären sich aus bestehenden Verwaltungsstrukturen. Die räumlichen Zuständigkeitsbereiche der Wasserbehörden orientieren sich in den meisten Bundes-

ländern an den historisch gewachsenen Verwaltungsgrenzen, die in der Regel ohne Bezug zu den hydrogeologischen und wasserwirtschaftlichen Gegebenheiten verlaufen. Die im Abstimmungsprozeß befindliche europäische Wasserrahmenrichtlinie sieht eine Organisation nach Flußeinzugsgebieten vor, wie sie etwa in Teilen Nordrhein-Westfalens bereits besteht. Zudem ist Deutschland Signatarstaat mehrerer internationaler Abkommen, die an Flußeinzugsgebieten orientiert sind (z. B. Donau, Oder). Auch nach § 36 Abs. 1 Satz 1 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) sollten wasserwirtschaftliche Rahmenpläne nach Flußgebieten gegliedert sein, doch wurde davon bisher wenig Gebrauch gemacht. In vielen Bundesländern würde danach eine weitreichende Umstrukturierung der Wasserbehörden, zum Teil auch ihre Herauslösung aus dem allgemeinen Verwaltungsaufbau, erforderlich. Inwieweit das Flußeinzugsgebietskonzept in der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (KOM(97) 49) und die daraus erforderlich werdenden Änderungen der Verwaltungsstrukturen den Anforderungen an einen effizienten Grundwasserschutz in Deutschland gerecht werden können, muß bezweifelt werden.

1.2 Aspekte einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung im Grundwasserschutz

9. Gerade der komplexe Grundwasserschutz erfordert unbedingt eine Einbindung in die konzeptionellen Ansätze zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Bestehende Ziele (s. dazu LAWA, 1997a) wie der „Erhalt der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit" und der „flächendeckende Grundwasserschutz" sollten in die derzeit laufenden Diskussionen um die Festlegung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen einbezogen werden.

Ein Ergebnis des vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) Mitte 1996 initiierten partizipativen Vorgehens zur Festlegung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen ist der Beschluß, ein langfristiges Umweltpolitikkonzept festzulegen. Der Umweltrat hat diese Bestrebung des BMU mit Interesse beobachtet und in seinem Umweltgutachten 1998 einen Vorschlag für eine grundsätzliche Vorgehensweise bei der Festlegung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen erarbeitet (SRU, 1998, Kap. 1).

Die neu entflammte Grundlagendiskussion in der Umweltpolitik macht den Wunsch nach mehr Begründung und Rationalität beim umweltpolitischen Handeln deutlich spürbar. Der Umweltpolitik werden verbindliche Ziele abverlangt; sie stellt sich dieser Aufgabe vorerst mit o.g. diskursivem Vorgehen. Im Grundwasserschutz sind solche Ziele verfügbar. Inwieweit diese wirklich den Anforderungen einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung entsprechen und in diesem Sinne umgesetzt werden, wird im folgenden diskutiert (s. Kap. 4).

10. Die Erfolge der Gewässerschutzpolitik in der Vergangenheit sind im wesentlichen dem Vorsorgeprinzip zuzuschreiben. Der Umweltrat betont noch einmal, daß dauerhaft umweltgerechte Entwicklung mit ihren Handlungsregeln und dem Vorsorgegrundsatz „in einem inneren Verweisungszusammenhang stehen" (SRU, 1994, Tz. 12). Dies bedeutet, daß die Inanspruchnahme der Ressourcen keineswegs bis an die Grenzen der Aufnahme- und Regenerationsfähigkeit gehen darf. Im Sinne der Dauerhaftigkeit ist hier Vorsorge dringend geboten.

11. Mit dem festgelegten und weithin akzeptierten Umweltqualitätsziel, die „natürliche Beschaffenheit des Grundwassers" zu erhalten, bleibt die Frage der Umsetzung weitgehend ungeklärt (s. a. SRU, 1998, Kap. 1.5). Beim Grundwasserschutz erfordern regionale Gegebenheiten, wie etwa der Aufbau von Grundwasserleitern, bei der Umsetzung des genannten Umweltqualitätsziels auch regional differenziert ansetzende Maßnahmen – mit allen damit zusammenhängenden Fragen der administrativen Zuständigkeiten. Bei der Verständigung auf Umwelthandlungsziele nimmt dann der Konkretisierungsgrad zu. Dabei sollte ein zeitlicher Rahmen für die Umsetzung festgelegt werden.

Der Umweltrat fordert, die Umweltziele im Grundwasserschutz bereits jetzt verbindlich vorzugeben, sie umweltpolitisch praktikabel auszugestalten und umzusetzen. Aus diesem Grund thematisiert der Umweltrat die Grundwasserproblematik in diesem Sondergutachten und entwickelt Strategien und Maßnahmen für eine zukünftige Grundwasserpolitik.

1.3 Erläuterungen zum Aufbau des Gutachtens

12. Einleitend wird in einem kurzen Abriß die Diskrepanz zwischen den anspruchsvollen Zielen des Grundwasserschutzes und deren Umsetzung angesprochen. Auf der Grundlage einer breit angelegten Situationsanalyse werden dann in Kapitel 2 Einwirkungen auf den Grundwasserhaushalt dargestellt. Der Umweltrat konzentriert sich dabei auf Problemfelder, die bisher zu wenig Beachtung fanden oder sich erst neuerlich auftun. Mögliche ökologische Auswirkungen von Beeinträchtigungen des Grundwassers sowie mögliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und daraus resultierende Konsequenzen für die Wasseraufbereitung werden in Kapitel 3 behandelt. In Kapitel 4 werden die in der Situationsanalyse herausgearbeiteten Defizite und die daraus folgenden Handlungsfelder im Grundwasserschutz aufgezeigt und die vorhandenen Umweltziele im Grundwasserschutz diskutiert. In Kapitel 5 werden schließlich Strategien für den flächendeckend wirksamen Grundwasserschutz entwickelt sowie konkrete Maßnahmen für die wichtigsten Problemfelder vorgeschlagen, die die heutige Grundwasserschutzpolitik ergänzen sollen.

2 Einwirkungen auf das Grundwasser

2.1 Hydrogeologische und bodenkundliche Zusammenhänge

Stellung des Grundwassers im Wasserkreislauf

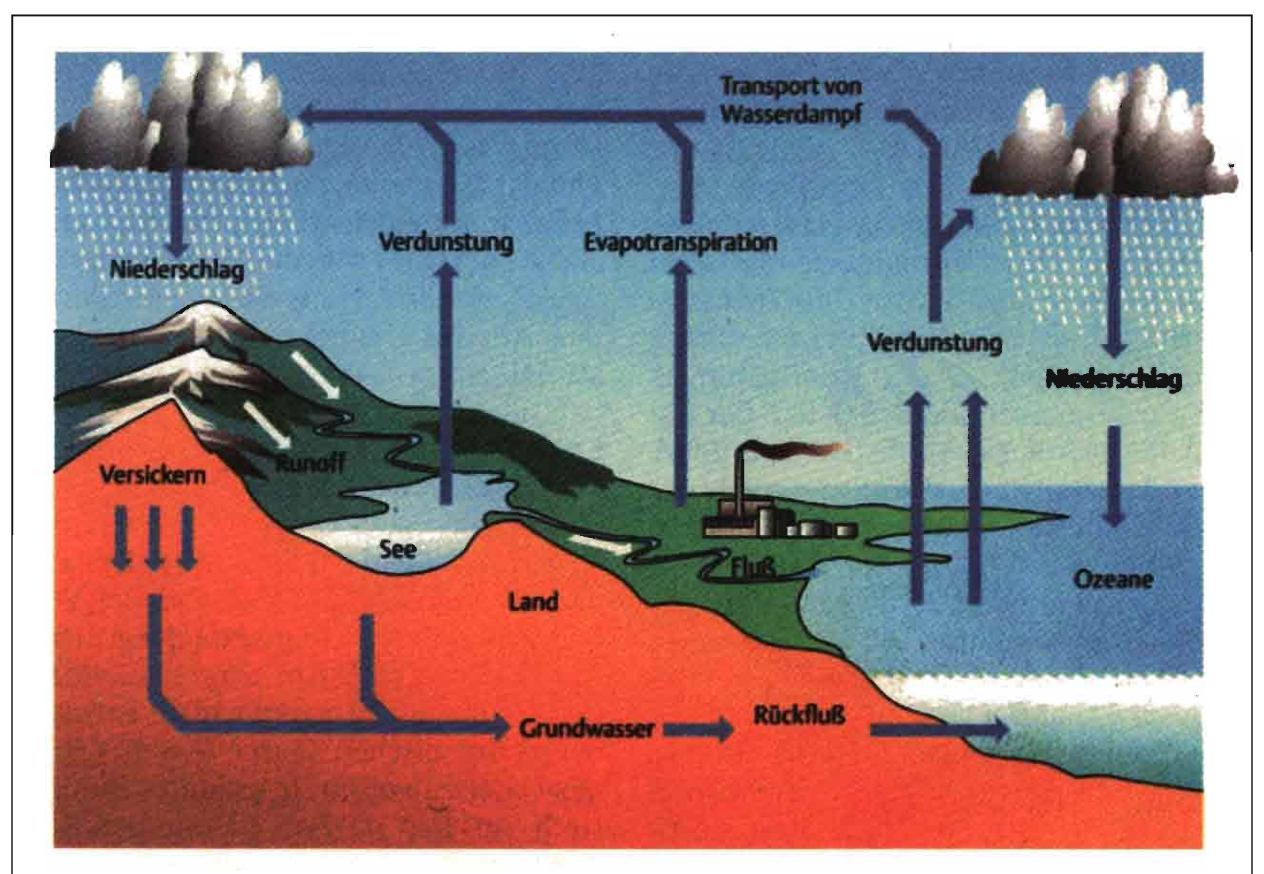
13. Unter dem Begriff Wasserkreislauf versteht man die ständige Zustands- und Ortsänderung des Wassers mit den Hauptkomponenten atmosphärischer Wasserdampftransport, Niederschlag und Abfluß (s. Abb. 2.1-1). Wasser ist kein abgeschlossenes Umweltkompartiment. Die *globale Grundwassermenge* wird auf etwa 7 Mio. km^3 geschätzt (FRITSCH, 1990). Dies entspricht ca. 0,5 % des gesamten Wasservorkommens der Erde.

In der Bundesrepublik kommen der Grundwasserneubildung durchschnittlich 14 % des jährlichen Niederschlagmittels zugute. Die Höhe der Grundwasserneubildung weist klimatisch oder orografisch bedingt regional deutliche Unterschiede auf. Klimabedingte natürliche Defizite treten beispielsweise in Thüringen, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und im Rhein-Main-Gebiet auf. Der Grundwasservorrat wird gebietsweise auch durch Infiltration aus oberirdischen Gewässern ergänzt.

Das an der Oberfläche und im Untergrund zirkulierende Wasser erneuert sich mengenmäßig in unterschiedlichen Zeiträumen. Während direkt am periodischen Kreislauf teilnehmende Wässer (sog. Umsatzwässer) sich in ein bis mehreren Jahren erneuern können, benötigen nicht daran teilnehmende Wässer (sog. Vorratswässer) längere Zeiträume. Die Aufenthaltszeit des Grundwassers im Untergrund beträgt in Deutschland durchschnittlich > 50 Jahre (SCHLEYER und KERNDORFF, 1992), Tiefenwässer benötigen sogar geologische Zeiträume; letztere sind demnach eine nur bedingt erneuerbare Ressource.

Abbildung 2.1-1

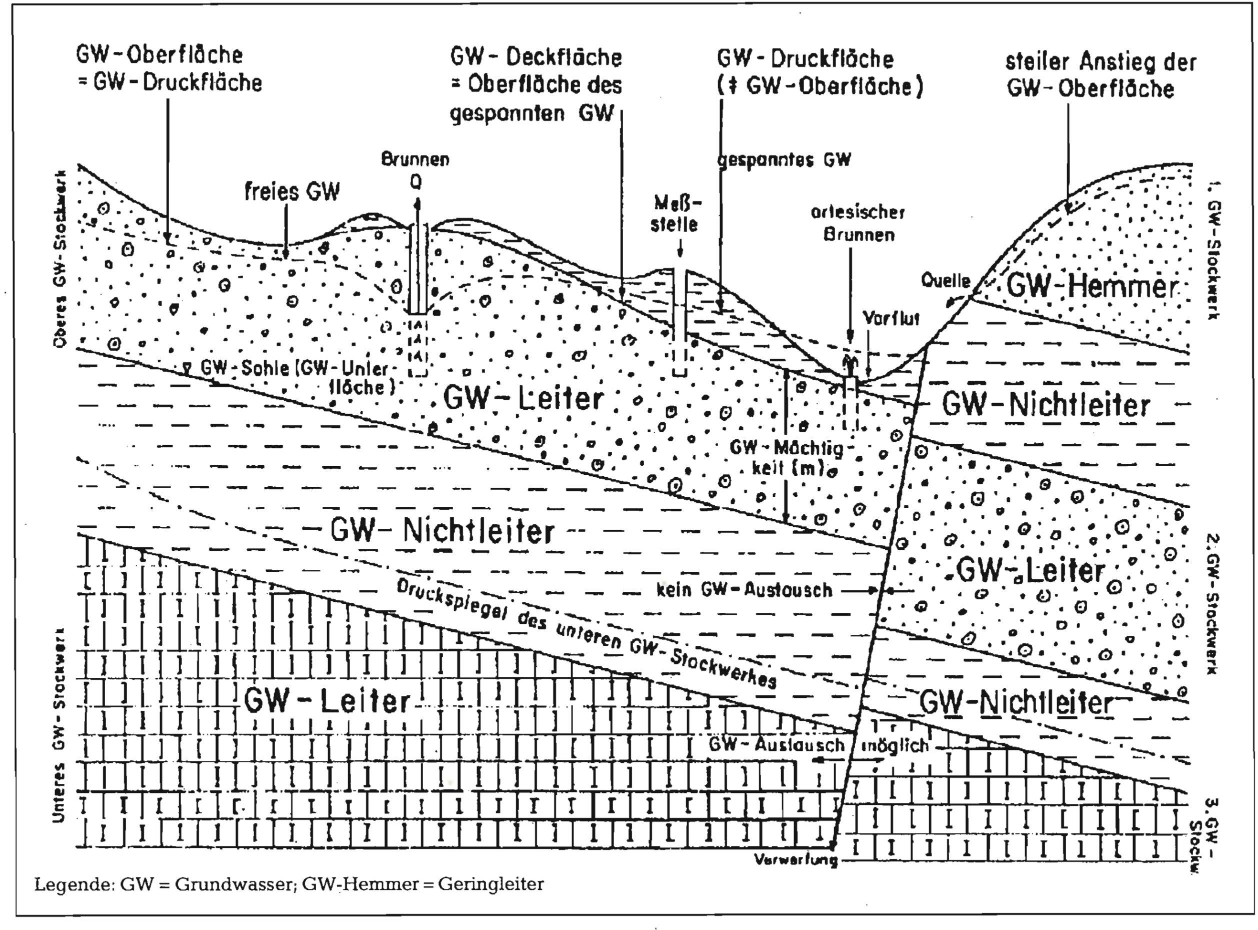
Schematische Darstellung des globalen Wasserkreislaufs



Quelle: SCHWEDT, 1996; verändert

Abbildung 2.1-2

Profilschnitt durch ein Grundwasserleitersystem; hydrogeologische Begrifflichkeiten



Legende: GW = Grundwasser; GW-Hemmer = Geringleiter

Quelle: HÖLTING, 1996

Eigenschaften von Grundwasser und Grundwasserleitern

14. Das Grundwasser umfaßt – nach naturwissenschaftlicher Definition – einen begrenzten Bereich der Erdkruste, die *wassergesättigte Zone*, in der das Wasser die Hohlräume des Untergrundes zusammenhängend ausfüllt (HÖLTING, 1996; Abb. 2.1-2). Demgegenüber benennt die Wasserwirtschaft zum Teil verschiedene Wässer als Grundwasser (vgl. Kap. 2.4). Beispielsweise wird uferfiltriertes und angereichertes Grundwasser teilweise zum Grundwasser gerechnet. Hingegen wird in der umweltpolitischen Praxis und in der Rechtsprechung alles unterirdische Wasser als Grundwasser betrachtet. Der Umweltrat legt daher bei seinen auf umweltpolitische Umsetzung gerichteten Vorschlägen für Maßnahmen im Grundwasserschutz die zuletzt genannte, pragmatische Betrachtungsweise zugrunde. Dies beinhaltet, daß die *wassergesättigte Zone und die darüberliegende ungesättigte Zone*, die nicht vollständig und zusammenhängend mit Wasser ausgefüllt ist, als Einheit betrachtet werden.

15. In der wassergesättigten Zone finden gleichzeitig Wasserspeicherung und Wassertransport statt. Bereiche mit Durchlässigkeiten in Größenordnungen, die einen Grundwassertransport in nutzbaren Mengen zulassen, werden als *Grundwasserleiter* (Aquifer) bezeichnet, solche mit geringer Wasserführung als G*eringleiter* (Aquitarde), *Grundwassernichtleiter* als Aquifuge. Als „Deckschichten" sind Grundwassernichtleiter und -geringleiter für den Schutz des Grundwassers von besonderer Bedeutung. Bei Differenzierungen und Begrifflichkeiten (s. Abb. 2.1-3) folgt der Umweltrat den Definitionen in DIN 4049, Teil 1.

16. Im Gegensatz zum Oberflächenwasser ist das Grundwasser nur schwer zugänglich. Geringe Fließgeschwindigkeiten und lange Aufenthaltszeiten im Grundwasser zusammen mit komplexen physikalischen, chemischen und biologischen Wechselwirkungen zwischen Sicker- oder Grundwasser und Untergrundmaterial können tiefgreifende Systemveränderungen lange Zeit verdecken. Die Folge sind mannigfaltige Verkettungen irreversibler Schäden, deren Ursachen oft nicht mehr aufgeklärt werden können (SCHÖTTLER, 1994).

Abbildung 2.1-3

Schematische Darstellung verschiedener Grundwasserleitertypen

Grundwasserleiter	Hohlräume	mittlere Fließgeschwindigkeit	Speichervermögen	Temperatur	innere Oberfläche	Filterwirkung	Darstellung des Hohlraumgefüges
Poren-grundwasserleiter	Porenraum	niedrig	gut	konstant in tiefen Schichten	sehr groß	gut	
Kluft-grundwasserleiter	Klüfte und Spalten	abhängig von Art und Flächenanteil der Klüfte	gering	wenig schwankend	klein	mittel	
Karst-grundwasserleiter	Karstspalten und -höhlen	hoch	gering	schwankend	klein	schlecht	

Quelle: SCHENK und KAUPE, 1998

17. Ausgehend von der Zusammensetzung des Niederschlagswassers vollziehen sich im Untergrund vielfältige Wasser-Gestein-Wechselwirkungs- und biologische Prozesse, die über die Veränderung der Gehalte an gelösten Stoffen die Grundwasserbeschaffenheit bestimmen. Neben dem Stoffbestand der durchsickerten/-strömten Medien (Auflagehumus, Boden, geologisches Ausgangssubstrat, Grundwasserleitergestein) sind unter anderem die durchfließenden Wassermengen, die Fließgeschwindigkeiten, die Temperatur, die Sorptions- und Filtereigenschaften, die Milieubedingungen (Redoxpotential, Acidität) und Wechselbeziehungen sowie Wirkungen von Grundwasserlebensgemeinschaften (vgl. Tz. 21) von Bedeutung (s. Abb. 2.1-4).

Da Grundwasserleiter dynamische Systeme im Landschaftshaushalt sind, über deren Ränder vielfältige Mischungs- und Austauschprozesse stattfinden, prägen neben systeminternen Fließdynamiken auch Austauschprozesse zwischen benachbarten Grundwasserleitern die Grundwasserbeschaffenheit.

Die aquiferspezifische potentielle geogene Grundwasserbeschaffenheit kann als Referenzniveau für die Bestimmung anthropogener Einflüsse herangezogen werden (s.a. Kap. 5.3). Grundlage für ein optimiertes Monitoringsystem ist die Einteilung der Grundwasservorkommen in Grundwassereinheiten und -untereinheiten (nähere Ausführungen s.a. Kap. 5.3).

Das Ausmaß der Gefährdung durch Stoffeinträge hängt unter anderem von der Empfindlichkeit des Systems Grundwasserüberdeckung–Grundwasserleiter ab. Durch die Einbeziehung der Grundwasserüberdeckung (ungesättigte Zone) in die Definition der Grundwassereinheiten und -untereinheiten können Grundwasservorkommen unterschiedlicher Belastungsempfindlichkeit ausgewiesen werden (s. Kap. 2.2 und 5.3).

18. Die *ungesättigte Zone* über dem Grundwasserleiter gliedert sich in Boden und tiefere ungesättigte Zone (geologisches Ausgangssubstrat). Beide haben eine maßgebliche Schutzfunktion für das oberste und in der Regel auch für tiefere Grundwasserstockwerke. Neben der Verweildauer, die abhängig von der Sickergeschwindigkeit und der Mächtigkeit der ungesättigten Zone ist, verändern geochemische, physikalische und mikrobielle Umsatzprozesse die Sickerwasserbeschaffenheit während der Passage zum Grundwasser unter Umständen erheblich. Die Vorgänge in der ungesättigten Zone können somit in unterschiedlich starkem Maße Kontaminationen von Grundwasser entgegenwirken. Steuernde Größen sind neben den oben genannten Faktoren Bodenart (Gefüge, Korngrößenzusammensetzung), Humus- und Tonmineralgehalt sowie -zusammensetzung, Entwicklungstiefe des Bodens und Ausbildung sowie Mächtigkeit der tieferen ungesättigten Zone.

19. Vor allem der durchwurzelte Boden, Schnittstelle zwischen Atmo-, Hydro-, Bio- und Lithosphäre, ist

Abbildung 2.1.4

Schematischer Aufbau eines Porengrundwasserleiters mit ungesättigter und gesättigter Zone, deren Eigenschaften und Prozeßabläufen

Zone	Bewegungsrichtung	Prozesse	Darstellung
ungesättigte Zone	vorwiegend vertikal ↓	Chemische Prozesse: Redoxreaktionen Lösung – Fällung Sorption – Desorption Ionentausch Komplexbildung Biologische Prozesse: Assimilation Dissimilation Physikalische Prozesse: Filtration Verdünnung Gasaustausch/Verdampfung radioaktiver Zerfall	
gesättigte Zone	vorwiegend lateral →	Konvektion (laminares/turbulentes Fließen) Diffusion Dispersion Retardation kolloidaler/partikulärer Transport	

Quelle: SCHENK und KAUPE, 1998; HÖLTING, 1996; verändert

ein Ort intensiven Stoffumsatzes. Hier werden eingetragene Stoffe akkumuliert, transformiert, in ihrer Wirkung zum Teil neutralisiert und in Abhängigkeit von den jeweiligen Bewirtschaftungs- und Nutzungseinflüssen erneut mobilisiert. Dabei sind der Anteil und die räumliche Verteilung der beteiligten Phasen Bodenmatrix, Bodenlösung und Bodenluft von wasserwirtschaftlicher Relevanz, beispielsweise für den im humiden Klima dominierenden zum Grundwasser hin gerichteten Stofftransport.

Im Gegensatz zur tieferen ungesättigten Zone ist der Boden speziell durch die Gesamtheit der dort lebenden Organismen (Edaphon) charakterisiert. Diese Organismen erfüllen zentrale Funktionen in den ökosysteminternen Stoffkreisläufen, da hier die Produktion durch photo- und chemoautotrophe Organismen sowie die Konsumption und die Mineralisierung räumlich und zeitlich eng gekoppelt ablaufen. Insbesondere trägt das Edaphon zur Umwandlung, zum Aufsowie zum Abbau von Stoffen bei und leistet so einen wichtigen Beitrag zum Schutz des Grundwassers vor unerwünschten Stoffeinträgen.

Durch Verunreinigungen können die Filter-, Pufferund Tranformationsleistungen des Bodens eingeschränkt und seine Sorptionskapazität stark herabgesetzt werden (s.a. Kap. 2.2). Ausmaß und Umfang dieser Leistungen kommen in Kapazitätsgrößen zum Ausdruck, die aufgrund ihrer Bedeutung bei der Charakterisierung von Standorten berücksichtigt werden müssen. Die Filter-, Puffer- und Transportleistungen des Bodens werden durch die Art und Intensität der Nutzung beeinflußt. Deshalb sind bei einer Standortcharakterisierung die derzeitige Nutzung und die Nutzungsgeschichte zu berücksichtigen.

Biologisch-ökologisch bedeutsame Wassereigenschaften und -funktionen

20. Alle aktiven Lebensvorgänge innerhalb der verschiedenen biologischen Organisationsstufen sind an ein wäßriges Milieu gekoppelt. Diese einzigartigen Qualitäten des Wassers lassen sich durch eine Vielzahl von chemischen, physikalischen und hier speziell auch thermodynamischen Parametern des Wassers charakterisieren. Dadurch werden biochemische und physikalische Vorgänge, wie der Stoffwechsel von Organismen, erst möglich.

In der Betrachtungsweise von Wasser als ökologischem Standortfaktor ist zwischen Wasser an aquatischen, semiaquatischen, terrestrischen Standorten (z.B. Flüssen und ihren Auen) und Übergangsstand-

orten (z.B. der Bereich der wasserungesättigten/wassergesättigten Zone in Gebieten mit geringem Grundwasserflurabstand) sowie an Grundwasserstandorten (Stygal) zu unterscheiden.

Grundwasser hat im Landschaftshaushalt eine systemverbindende ökologische Funktion. Grundwasser ist selbst ein Lebensraum. Voraussetzung dafür ist seine Bewegung. Hier finden sich arten- und formenreiche Lebensgemeinschaften, die durch ihren Stoffwechsel einen entscheidenden Beitrag zur qualitativen Grundwasserbeschaffenheit leisten.

Die Betrachtung von Wasser als ökologischem Standortfaktor erfordert ein wesentlich differenzierteres Vorgehen als bei einem rein nutzungsorientiertem Ansatz, da die quantitativen und qualitativen Anforderungen an das Nutzungsgut Wasser standortunabhängig nahezu überall gleich sind. Die Anforderungen an das Lebensmittel Wasser sind in der Trinkwasserverordnung rechtsverbindlich festgelegt und können in der Regel mit unterschiedlich hohem technischem Aufwand nahezu überall erreicht werden.

Für den Erhalt der verschiedenen, oft kleinflächigen aquatischen und semiaquatischen Biotope sind fein abgestufte, unterschiedliche Standorteigenschaften erforderlich. Durch genaue Analyse der Wirkungs- und Wechselbeziehungen zwischen den Organismen und ihrer Umwelt (Luft, Wasser, Boden, Ausgangsgestein) sind sie zumindest annähernd zu erfassen. Der Schutz von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen sowie der Erhalt ihrer essentiellen ökologischen Funktionen im Naturhaushalt (beispielsweise für die Grundwasserbeschaffenheit) ist nur über den Schutz ihrer Lebensräume mit den jeweils spezifischen Standortbedingungen möglich.

Biotop und Biozönose Grundwasser

21. Der Grundwasserraum ist Lebensraum für einzigartige Organismen und Lebensgemeinschaften. Dieser Biotop Grundwasser (Stygal) gehört zu den größten potentiellen Lebensräumen der Erde. Seine Biozönose, bestehend aus Bakterien, Einzellern (Protozoen), Vielzellern (Metazoen, Pilzen bis hin zu ausschließlich hier lebenden Grundwasserkrebsen) repräsentiert eine Grundwasserflora und -fauna, die hinsichtlich ihrer Biodiversität eine eigene Wertigkeit hat und darüber hinaus nur in der Komplexität ihrer Wechselbeziehungen eine einwandfreie Beschaffenheit des Grundwassers gewährleisten kann (DVWK, 1988; RITTERBUSCH, 1974; KAESTNER, 1965; HUSMANN, 1959; THIENEMANN, 1925). Die Lebensräume Boden und Grundwasser stehen in einer engen dynamischen, ökologischen Beziehung zueinander. Während in der Regel Boden Lebensraum ist, wird das Grundwasservorkommen erst in Verbindung mit Organismen und einem Minimum an bodenbildenden Prozessen zum Lebensraum. Beide Räume sind insbesondere bei grundwasserabhängigen und -beeinflußten Biotopen eng miteinander verknüpft.

Der überwiegende Teil der Bakterienpopulationen des Grundwassers haftet auf den festen Partikeln des Grundwasserleiters (HIRSCH und RADES-ROHKOHL, 1984; MARXSEN, 1982). Stoffwechselaktive Bakterienpopulationen wurden bis in eine Tiefe von 90 m nachgewiesen (GOTTFREUND, 1983). Das Artenspektrum zeigt dabei in Abhängigkeit von der Grundwasserbeschaffenheit extreme Unterschiede (DOTT, 1983; HIRSCH und RADES-ROHKOHL, 1984 und 1983a).

22. In Abhängigkeit von den Milieubedingungen werden unterschiedliche mikrobielle Stoffwechselleistungen erbracht. Unter *aeroben Milieubedingungen* laufen oxidative Prozesse ab (beispielsweise Ammonium- und Nitritoxidation [Nitrifizierung], Eisen- und Manganoxidation, Oxidation von Schwefel und Schwefelverbindungen, Kohlenmonoxidoxidation, Wasserstoffoxidation und Methanoxidation), bei *anaeroben Milieubedingungen* reduzierende Prozesse (beispielsweise Denitrifizierung, Eisen- und Manganreduktion sowie die Stickstoffixierung) (WILD, 1995; DVWK, 1988; SCHLEGEL, 1981).

Grundwasserlebende Pilze werden nur in geringen Populationsdichten angetroffen, wenngleich ihre ökologischen Funktionen, insbesondere als Destruenten und Glieder der Nahrungskette, von Bedeutung sind.

2.2 Stoffdynamiken im System Boden – Grundwasser am Beispiel des Schwefels *)

23. Mit dem Begriff der Stoffdynamiken werden die qualitativen, zeitlichen und räumlichen Veränderungen des Mehrphasensystems Boden–Grundwasser bezeichnet. Im wesentlichen handelt es sich um komplexe Stoffumwandlungs- und -transportvorgänge, an denen auch biotische und abiotische Prozesse beteiligt sind.

Die wichtigsten Stofftransportmechanismen sind Konvektion (Massenfluß), Diffusion, mechanische sowie hydrodynamische Dispersion, die für alle flüssigen, partikel- und gasförmigen Stoffe gelten (GISI et al., 1997). Die Verteilung grundwasserrelevanter Inhaltsstoffe in der wasserungesättigten und der wassergesättigten Zone ergibt sich aus dem Zusammenwirken von Transport- und Reaktionsprozessen, wobei den vielfach beteiligten Lebewesen eine bedeutende Rolle zukommt.

Durch anthropogene Beeinflussungen aus flächenhaften, punkt- und linienförmigen Belastungen sowie durch Bewirtschaftungsmaßnahmen der Wasservorkommen werden natürliche Stoffkreisläufe überformt.

24. Grundwasserbeeinträchtigungen sind vor dem Hintergrund der bodenkundlichen und geologischen Gegebenheiten standortspezifisch zu bewerten. Dazu ist die Kenntnis folgender Parameter notwendig:

---

*) Dieses Kapitel stützt sich auf ein externes Gutachten „Bedeutung natürlicher und anthropogener Komponenten im Stoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme für die chemische Zusammensetzung von Grund- und Oberflächenwasser (am Beispiel des Schwefelkreislaufs)" von Privatdozent Dr. K.-H. FEGER

- am Standort akkumulierte Stoffmengen, die potentiell verlagerbar sind,
- Stoffdynamiken und ihre raum-zeitliche Veränderung,
- Retentionsvermögen der ungesättigten Zone, abhängig von
  - der Sorptionskapazität von Humus und Mineralien im Oberboden und der tieferen ungesättigten Zone und
  - der Reaktivität des Bodens im Hinblick auf das Mineralisierungspotential.

In den offenen Stoff- und Wasserkreisläufen der Ökosysteme sind Böden ein wichtiges Kompartiment. Sie sind Träger von Stoffen. Gleichzeitig findet dort der größte Teil von Stoffumsätzen statt, die wesentlich von der aktuellen Nutzung sowie der Bewirtschaftungs- und Depositionsgeschichte beeinflußt werden.

Relevant für die Grundwassergefährdung sind nicht allein das Auftreten oder die Konzentration einzelner Stoffe beziehungsweise deren Frachten, sondern vor allem die in den unterschiedlichen Grundwasserleitern ablaufenden Prozesse und Wechselwirkungsmechanismen, die die Beschaffenheit des Grundwassers beeinflussen.

25. Das Wissen über ökosystemare Prozeßabläufe und Stoffkreisläufe in größeren Räumen ist auch nach jahrzehntelanger intensiver Forschungsarbeit immer noch lückenhaft. Großräumig ansetzende Umweltstudien (z.B. BORK et al., 1995) sind aufgrund des hohen Maßes an Komplexität, Verflechtung und Vernetzung sowie Dynamik von ökologischen und sozioökonomischen Zusammenhängen schwer durchzuführen beziehungsweise zu interpretieren. Selbst bei der Erfassung und Analyse räumlich begrenzter, systeminterner Stoffkreisläufe im Bereich der Grundwasserüberdeckungen (ungesättigte Zone) sowie in den darunter liegenden Aquifersystemen (gesättigte Zone) besteht teilweise erheblicher Forschungsbedarf, insbesondere hinsichtlich der Auswirkungen anthropogener Nutzung (aktuell und historisch) und Bewirtschaftung.

26. Für einen vorbeugenden Grundwasserschutz sind nicht nur die genaue Kenntnis über die Grundwasserleiter, sondern auch die systematische und regelmäßige Beobachtung (Monitoring) der Wasserbeschaffenheit bedeutend. Es sind auch detaillierte Kenntnisse über die Prozesse notwendig, die bereits bei der Versickerung des Niederschlags zu Veränderungen in der Wasserzusammensetzung führen. Neben Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre und Vegetation sind dies in erster Linie Prozesse in den Böden der jeweiligen Wassereinzugsgebiete.

Schwefelkreislauf, Schwefelbindungsformen und Schwefelumsetzungen

27. Der Umweltrat hat in seinen bisherigen Gutachten bereits mehrfach die Bedeutung des Stoffumsatzes wasserrelevanter Elemente (u.a. Stickstoff, Phosphor, Schwermetalle) aufgegriffen. Zunehmend zeigen sich für einige grundwasserrelevante Stoffe Veränderungen hinsichtlich der Immissionen, der Pufferung und der Filterung in der ungesättigten Bodenzone und damit auch Veränderungen für die Beeinträchtigungen des Grundwassers. Diese raum-zeitlichen Veränderungen sind besonders gut am Beispiel des Schwefels nachzuvollziehen. Entsprechend sollen mittels des Schwefelkreislaufs die funktionalen Zusammenhänge zwischen Böden im engeren Sinne und tieferen Bereichen dargestellt werden. Im Vordergrund stehen dabei Umsetzungen in den terrestrischen Ökosystemen mit zahlreichen Schnittstellen zwischen Atmosphäre und Hydrosphäre.

Der Rückgang der Emission und damit auch der Deposition von Schwefel aus der Verbrennung fossiler Energieträger (Tab. 2.2-1), führt zu anhaltenden Veränderungen der Randbedingungen der Prozeßabläufe im Schwefelkreislauf. Dies gilt vor allem für das Gebiet der östlichen Bundesländer. Durch die Emission des Säurebildners Schwefeldioxid wurden Ökosysteme über Jahrzehnte hinweg belastet. Neben direkten Schäden an der Vegetation verursachen diese Emissionen insbesondere Veränderungen des Bodenchemismus, wodurch dann verstärkt Stoffe in die Oberflächen- und Grundwässer gelangen können. Dabei überlappen und durchdringen sich stets geologische und biologische Stoffkreisläufe (Abb. 2.2-1).

Bemerkenswert aber ist in diesem Zusammenhang, daß zwar der Eintrag an atmosphärischen Schwefelverbindungen in Böden nachgelassen hat, gleichzeitig aber eine sulfatinduzierte Versauerungstendenz anhält und weitere Sulfateinträge in das Grundwasser stattfinden. Die Landwirtschaft verzeichnet dagegen regional Schwefelmangelerscheinungen bei Kulturpflanzen (u.a. Raps, Getreide), was zu steigenden Aufwandmengen schwefelhaltiger Düngemittel führt (CECCOTTI et al., 1997).

Neben diesen großräumigen Erscheinungen ist die Schwefelproblematik in Regionen des aktiven Bergbaus und in den Stein- und Braunkohle-Bergbaufolgelandschaften mit ihren Abraumkippen und -halden nach wie vor problematisch. In diesen „hot spot"-Gebieten treten enorme Sulfatfrachten als Folge der Verwitterung schwefelhaltiger Minerale (z.B. Pyrit, Markasit) im Sicker- und nachfolgend im Ober-

Tabelle 2.2-1

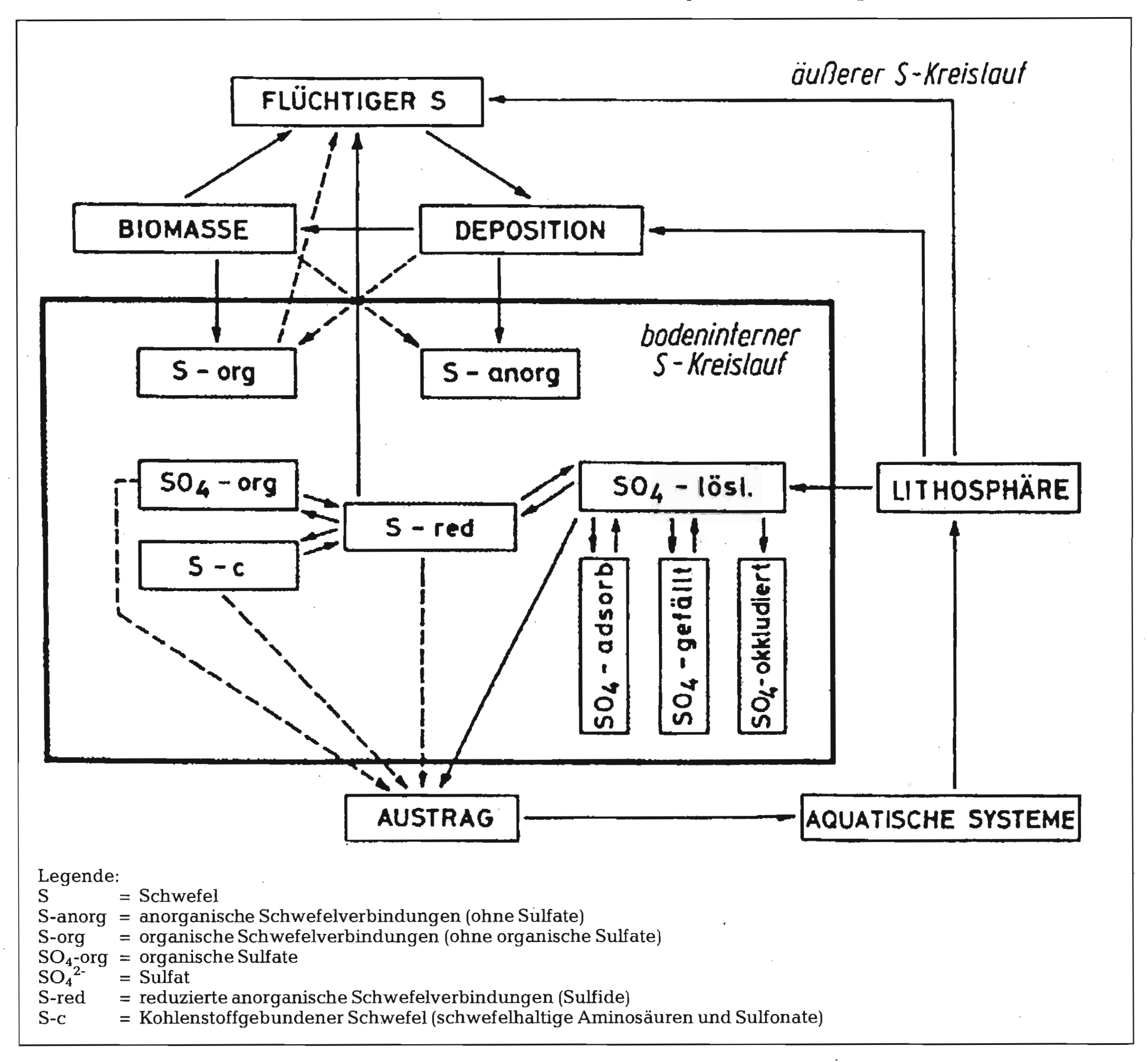
Entwicklung der Schwefeldioxid-Emissionen (kt/Jahr) in den östlichen und westlichen Bundesländern

Zeitraum	Westliche Bundesländer	Östliche Bundesländer
1987	1 904	5 443 (DDR)
1990	885	4 141
1991	908	3 264
1992	878	2 558
1993	870	2 283
1994	874	2 121

Quelle: UBA, 1997b

Abbildung 2.2-1

Der Schwefelkreislauf in der Atmo-, Bio-, Hydro- und Lithosphäre



Quelle: FISCHER, 1989

flächen- und Grundwasser auf. Die Folge sind unter anderem Nutzungseinschränkungen, teilweise sind sogar Sanierungsmaßnahmen notwendig.

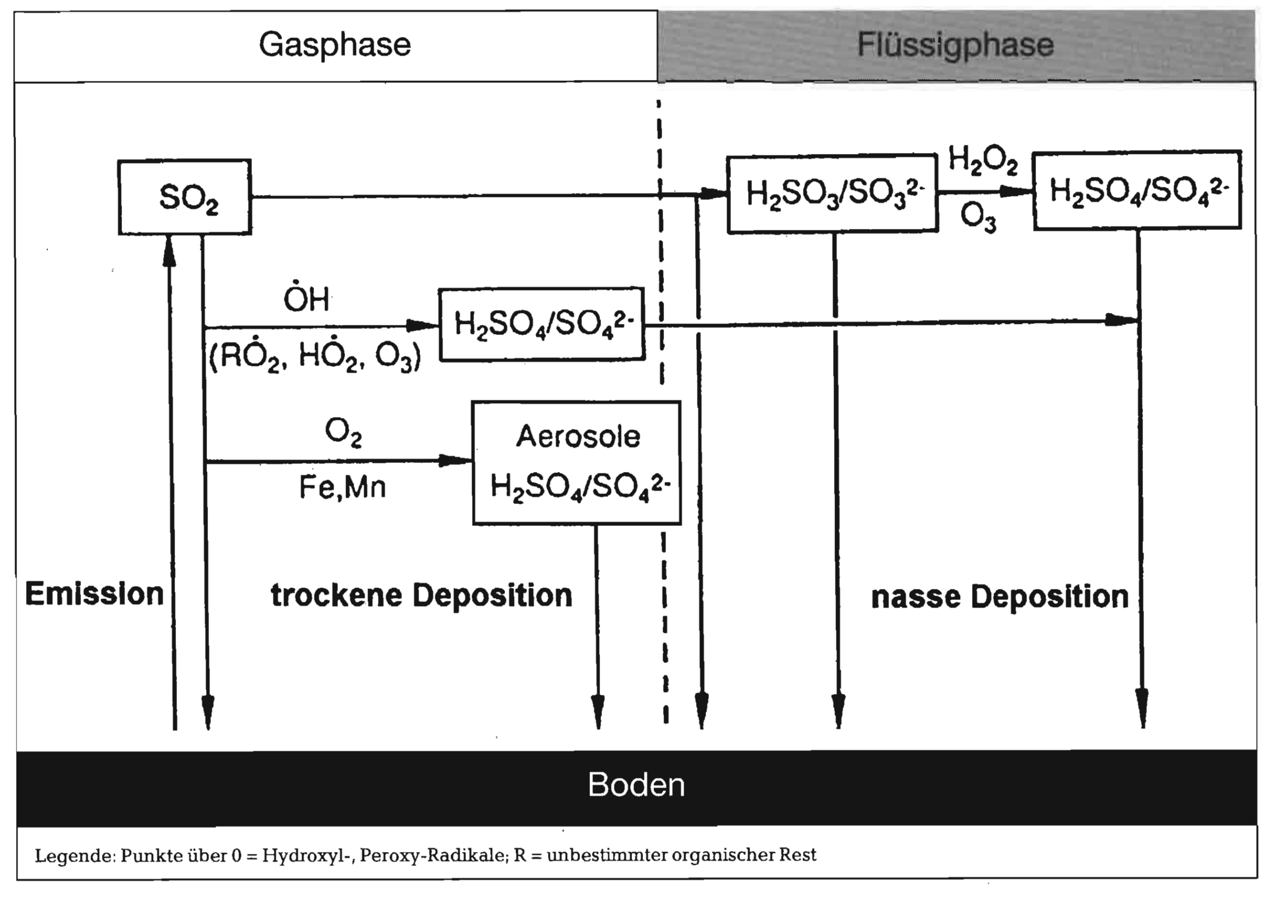
Emittiertes Schwefeldioxid wird – meist nach Umwandlung während unterschiedlicher Verweildauer in der Atmosphäre – wieder auf der Erdoberfläche abgelagert (Abb. 2.2-2), wobei zwischen trockener und nasser Deposition unterschieden wird. Der jährliche Schwefeleintrag aus der Luft schwankt zwischen ca. 13 bis 130 kg/ha und liegt im Mittel bei ca. 50 kg/ha (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992).

28. Bei der Ausfilterung von Schwefelverbindungen aus der Atmosphäre spielt die Vegetation eine wesentliche Rolle. Insbesondere Waldökosysteme weisen ein sehr hohes Auskämmvermögen gegenüber gasförmigen und partikulären Schwefelverbindungen auf und übertreffen die Filterleistung anderer Vegetationsformen bei weitem. Am größten ist der Auskämmeffekt bei immergrünen Koniferen aufgrund der vergleichsweise großen Blattoberfläche und der ganzjährigen Benadelung.

Schwefel ist einerseits für die Vegetation ein essentieller Nährstoff. Die Aufnahme erfolgt überwiegend als Sulfat mit der Bodenlösung, aber auch in Form von Schwefeldioxid über die Spaltöffnungen der Blätter. Hohe Schwefeldioxid-Konzentrationen in der Atmosphäre können aber andererseits phytotoxisch wirken („Rauchschäden") (MATERNA und FIEDLER, 1992).

Abbildung 2.2-2

Umwandlungs- und Ablagerungswege von emittiertem Schwefeldioxid (SO_2)



Legende: Punkte über 0 = Hydroxyl-, Peroxy-Radikale; R = unbestimmter organischer Rest

Quelle: GISI et al., 1997; verändert

Der jeweilige Schwefelbedarf ist abhängig von der Pflanzenart und variiert in einer weiten Spanne (vgl. HÜTTL, 1991). Bei landwirtschaftlichen Kulturen mit hohem Schwefelbedarf (z.B. Raps) und gleichzeitig geringer Schwefelzufuhr aus der Atmosphäre ist eine regelmäßige Schwefeldüngung notwendig (PETERS und BLUME, 1989). Zur Behebung von Schwefelmangel werden Sulfate zugeführt. In der landwirtschaftlichen Praxis wird Schwefel in der Regel mit anderen Hauptnährelementen aufgebracht. Über die mineralische Düngung gelangen in Deutschland im Mittel jährlich rund 15 kg S/ha in landwirtschaftlich genutzte Böden. Daneben wird Schwefel auch über Wirtschaftsdünger (Stallmist, Gülle) zugeführt (FINCK, 1992). Der Schwefeleintrag durch organische Düngung dürfte ca. 4 kg S/ha pro Jahr betragen. Auch bestimmte Pflanzenschutzmittel enthalten Schwefel; dies gilt insbesondere für organische Fungizide. Hier treten auf Obst- und Weinbauflächen jährliche Schwefeleinträge bis zu 3 kg/ha auf. Die Gesamtzufuhr auf Kulturböden beträgt, je nach Gebiet, 35 bis 120 kg/ha, im Mittel ca. 70 kg/ha pro Jahr (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992).

29. In Böden und deren Ausgangsgesteinen liegt Schwefel in zahlreichen mineralischen und organischen Bindungsformen vor (Tab. 2.2-2), deren Mobilität und deren Verteilung vorrangig vom Redoxpotential bestimmt werden. Zu geogen erhöhten Schwefelvorräten kommt es in Böden, die aus Gips-, Anhydrit-, zum Teil – durch Okklusion und Adsorption gebunden – auch aus Carbonat- und Dolomitgesteinen hervorgegangen sind.

In den Gesteinen kommt Schwefel in Form von sulfidischen Verbindungen (z.B. Pyrit, Markasit) und Sulfaten (Gips, Anhydrit; z.T. auch in Carbonaten und Dolomiten) vor. Metallsulfide besitzen im allgemeinen eine sehr geringe Löslichkeit. Auf Halden und Kippen des Bergbaus unterliegen sie allerdings einer intensiven chemisch-oxidativen und mikrobiellen Verwitterung, was zu erheblichen Sulfatfrachten im Sickerwasser und im Grundwasser führen kann (HÜTTL et al., 1996; SCHWEISFURTH und WIGGERING, 1996). Die gebildeten freien Säuren erleichtern die chemische Verwitterung begleitender Minerale. Wird die gebildete Säure nicht neutralisiert, versauern Böden und Gewässer.

Eine Schwefelmobilisierung ist besonders dann von Bedeutung, wenn in der Vergangenheit Schwefel im Boden akkumuliert worden und die Pufferkapazität aktuell ausgeschöpft ist oder infolge sich verändernder Milieubedingungen abgenommen hat.

Tabelle 2.2-2

In Böden vorkommende anorganische und organische Schwefelverbindungen

OXIDIERTER ANORGANISCHER SCHWEFEL
gelöstes anorganisches Sulfat
sorbiertes anorganisches Sulfat
gefälltes anorganisches Sulfat
REDUZIERTER ANORGANISCHER SCHWEFEL
Sulfit
Thiosulfat
Tetrathionat
elementarer Schwefel
Sulfide
ORGANISCHE SCHWEFELVERBINDUNGEN
Organische Sulfatester
Sulfamate
schwefelhaltige Aminosäuren
Sulfonate
GASFÖRMIGE SCHWEFELVERBINDUNGEN
Schwefeldioxid
Dimethylsulfid
Dimethyldisulfid
Schwefelwasserstoff
Kohlenoxisulfid
Kohlenstoffdisulfid

Quelle: MAYER, 1992; verändert

Eine Sulfatfreisetzung aus dem akkumulierten Schwefelvorrat in Böden würde trotz verminderter atmosphärischer Schwefeleinträge eine fortgesetzte Versauerung und Stoffauswaschung aus Böden zur Folge haben (ALEWELL, 1995; HÜTTL et al., 1995; REUSS und JOHNSON, 1985). Derartige Vorgänge belegen das „Langzeitgedächtnis" des Bodens. Die Mobilisierung und die Auswaschung von Anionen (u.a. Sulfat, Nitrat, Chlorid) ist gekoppelt mit Verlusten äquivalenter Mengen basisch wirkender Kationen und führt somit zu Nährstoffverlusten und/oder Bodenversauerung (ULRICH, 1986, 1981).

30. Die Schwefelbindungsmechanismen differieren standortspezifisch in Abhängigkeit von Schwefelgehalt und stofflicher Zusammensetzung der Böden. Zu unterscheiden ist zwischen organischen und anorganischen Schwefelbindungsformen, deren Verhältnis in Abhängigkeit vom mineralischen Ausgangssubstrat und der Bodenentwicklung stark variiert. Unter aeroben Bedingungen liegen in organischen Auflagehorizonten (an Grünland- und Waldstandorten) und im humosen Mineralboden 60 bis nahezu 100 % des Schwefels in organischer Bindung vor. Der Gehalt nimmt mit der Bodentiefe ab (FEGER, 1998; FISCHER, 1989; GRUNWALDT, 1969).

Organisch gebundener Schwefel kann über Mineralisierungsprozesse freigesetzt und als Sulfat mit dem Sickerwasser verlagert werden (STANKO-GOLDEN et al., 1992). Diese Prozesse sind abhängig von der mikrobiellen Aktivität des Bodens. Generell werden bei der Mineralisierung organischer Schwefelverbindungen (Umwandlung organischer Schwefelformen in Sulfat) Protonen freigesetzt. Dies fördert die Boden- und nachfolgend die Grundwasserversauerung. Bei der Assimilation werden dagegen Protonen verbraucht (Abb. 2.2-3).

Die Hauptbindungsform des *anorganischen* Schwefels sowohl in gut belüfteten Böden als auch im Sickerwasser stellt Sulfat dar. Sulfate sind relativ leicht löslich (ca. 2 g/L) und werden im humiden Klimabereich deshalb in der Regel nicht akkumuliert (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992). In carbonatischen Böden hat besonders Gips einen bedeutenden Anteil am Gesamtschwefelvorrat des Bodens (0,02 bis 2 %). In kalkfreien Böden ist Sulfat durch unspezifische Adsorption (Bindung aufgrund elektrostatischer Anziehung), spezifische Adsorption, Ausfällung von Aluminiumsulfaten und unter Umständen auch Eisensulfaten (van BREEMEN, 1973) und Mitfällung von Aluminium und Sulfat als Komplex gebunden (SJÖSTRÖM, 1994). Die Sorptionskapazität sinkt mit abnehmender Bodenacidität. Außerdem sind die Konzentrationen von Phosphat, Silicat und organischen Anionen von entscheidender Bedeutung. So verringert in humusreichen Horizonten von Waldböden ein hoher Anteil an gelöstem organischem Kohlenstoff die Sulfatadsorption beträchtlich (EVANS, 1986).

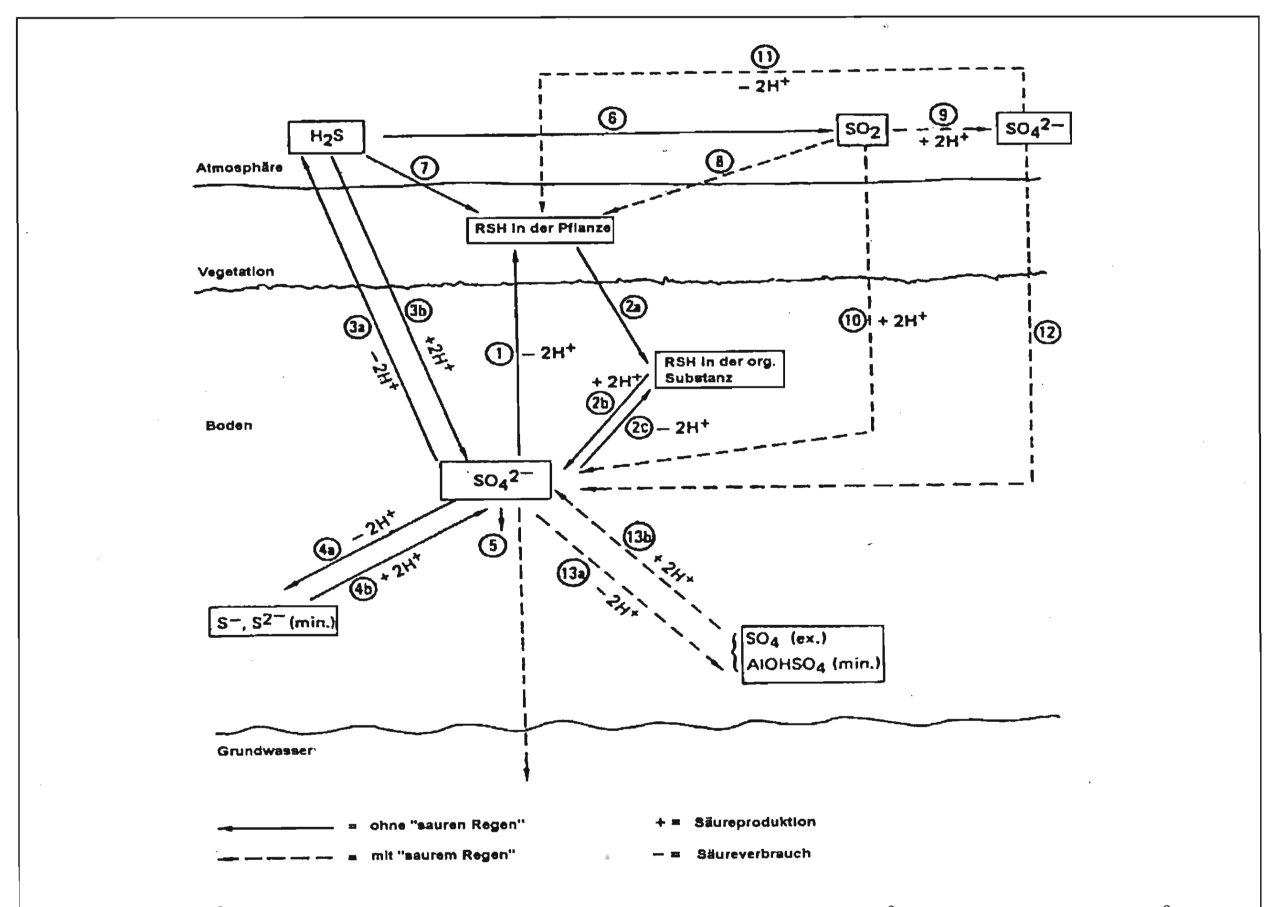
Bei der unspezifischen Adsorption (BOHN et al., 1979) tritt eine Desorption ein, sobald der pH-Wert ansteigt, wobei oberhalb von pH 6 praktisch keine unspezifische Anionenadsorption mehr stattfindet. In landwirtschaftlich genutzten Böden liegt Sulfat daher kaum adsorbiert vor und ist entsprechend stark auswaschungsgefährdet.

In sauren Böden ist die Sulfatdynamik stark vom Schwefeleintragsniveau sowie von den standortspezifischen Bodeneigenschaften abhängig. Bei depositionsbedingt erhöhtem Sulfateintrag nehmen nicht nur die Sulfatvorräte im Mineralboden (Adsorption bzw. Fällung), sondern auch die organischen Schwefelvorräte in den Streuauflagen und den humosen Oberböden zu. Bei nachlassender Sulfatbelastung muß mit einer Sulfatremobilisierung im Zuge von Mineralisierungsprozessen gerechnet werden. Die dabei gebildeten Mineralphasen können bei zunehmender Versauerung und Verschiebung der Anionenzusammensetzung in der Bodenlösung erneut zerfallen. Als Folge wird Sulfat zusammen mit Aluminiumspezies mit dem Sickerwasser ausgewaschen (SCHAAF et al., 1995).

Für Prognosen über das künftige Verhalten von akkumulierten Schwefelvorräten bei rückläufiger Schwefeldeposition ist die Kenntnis der genauen Bindungsverhältnisse von Sulfat eine wesentliche Voraussetzung (PRIETZEL und REHFUESS, 1997). Während bei der unspezifischen Adsorption und bei nachlassenden Sulfatkonzentrationen in der Bodenlösung das sorbierte Sulfat wieder vollständig an die Lösungsphase abgegeben wird, bleibt bei spezifischer Adsorption ein gewisser Teil irreversibel gebunden (REUSS und JOHNSON, 1985).

Abbildung 2.2-3

Schema des Protonentransfers im Schwefelkreislauf eines Ökosystems



1 Aufnahme von SO_4^{2-}; 2a Akkumulation von S_{org}; 2b Mineralisierung von S_{org}; 2c Einbau von SO_4^{2-} in S_{org}; 3a Reduktion von SO_4^{2-} zu H_2S; 3b Oxidation von H_2S zu SO_4^{2-}; 4a Reduktion von SO_4^{2-} zu FeS bzw. FeS_2; Oxidation von SO_4^{2-} zu FeS bzw. FeS_2; 5 Auswaschung von SO_4^{2-}; 6 Oxidation von H_2S zu SO_2; 7 H_2S-Aufnahme über Pflanzenoberflächen; 8 SO_2-Aufnahme; 9 Oxidation von SO_2; 10 Deposition und Oxidation von SO_2; 11 SO_4^{2-}-Aufnahme über Pflanzenoberflächen; 12 Deposition von SO_4^{2-}; 13a Adsorption/Fällung von SO_4^{2-}; 13b Desorption/Lösung von SO_4^{2-}.

Quelle: DE VRIES und BREEWSMA, 1987; verändert

31. Schwefel kommt im Wasser in diversen, thermodynamisch mehr oder weniger stabilen, sowohl einfachen als auch komplexen Bindungsformen vor. Die Sulfatkonzentrationen im Aquifer werden neben dem Stoffeintrag mit dem Sickerwasser maßgeblich durch geochemische und mikrobielle Umsetzungen bestimmt. Geogen bedingte Sulfatkonzentrationen treten in Schichtfolgen mit leichtlöslichen Gips- beziehungsweise Anhydriteinlagerungen sowie in steinsalz- und vitriolhaltigen Schichten auf. Auch die Oxidation von Sulfiden sowie von schwefelhaltiger organischer Substanz verursacht erhöhte Sulfatgehalte. Dagegen stammen die Sulfatkonzentrationen in den gering mineralisierten Grundwässern, wie der Buntsandstein- (z.B. Südpfalz) und der Kristallingebiete (z. B. Schwarzwald), überwiegend aus dem atmogenen Schwefeleintrag.

Die Höhe der Sulfatkonzentration ist abhängig von komplexen biochemischen Reaktionen. Bei der mikrobiellen Sulfatreduktion (Desulfurikation) gewinnen Bakterien Energie und den für Reaktionsprozesse benötigten Wasserstoff aus organischer Substanz sowie den notwendigen Sauerstoff aus dem Sulfat (Sulfatatmung) (PFENNIG et al., 1981).

Im Grundwasser auftretender Schwefelwasserstoff oder Sulfide können einerseits von der Desulfurikation und aus der Zersetzung schwefelhaltiger organischer Substanz stammen, die sowohl von aeroben als auch anaeroben Mikroorganismen vollzogen wird. Die reduzierten Schwefelverbindungen können nachfolgend durch Bakterien oxidiert werden (MATTHESS, 1990), wobei chemoautotrophe Organismen Energie für die CO_2-Assimilation gewinnen. Zunächst wird dabei Schwefelwasserstoff zu freiem Schwefel und weiter zu Schwefelsäure oxidiert. Soweit bei diesem Prozeß basisch wirkende Kationen freigesetzt werden, können diese der Grundwasserversauerung entgegenwirken.

Bei der unter anaeroben Verhältnissen stattfindenden mikrobiellen Denitrifizierung stammt der zur Oxidation von reduzierten Schwefelverbindungen

benötigte Sauerstoff aus der Nitratreduktion (KÖLLE et al., 1983). Zwar wird die Nitratkonzentration durch diesen Prozeß stark abgesenkt, gleichzeitig aber die Konzentration des Sulfats angehoben, was zur Aufhärtung des Wassers und damit aus wasserwirtschaftlicher Sicht zu einem Problem führen kann.

Die aufgeführte Versauerungsproblematik betrifft primär solche Oberflächengewässer und Grundwasservorkommen, in deren Einzugsgebieten überwiegend Böden und Gesteinsfolgen mit geringer Säurepufferkapazität verbreitet sind. Forstlich genutzte Flächen sind von der Versauerung stärker betroffen als landwirtschaftlich genutzte (VEERHOFF et al., 1996), da letztere auch aufgrund von Kalkungsmaßnahmen meist höhere Pufferkapazität besitzen. Großflächige Bodeninventuren belegen diese Tendenz der tiefgründigen und flächendeckenden Versauerung (BUBERL et al., 1994). Die Folgen sind nicht nur eine steigende Acidität, sondern auch die Reduzierung der Filter- und Pufferkapazität gegenüber eingetragenen (und im Grundwasser unerwünschten) Inhaltsstoffen.

32. Entscheidender Vorgang bei der Bodenversauerung ist der Verlust an Säureneutralisationskapazität durch Kationenauswaschung oder -entzug (u. a. durch Biomasse-Entnahme). Die Gewässerversauerung äußert sich in gesunkenen pH-Werten und erhöhten Konzentrationen ionarer Aluminium- und Eisenverbindungen, die in aquatischen Biozönosen ein toxisches Potential darstellen und darüber hinaus im Trinkwasser unerwünscht sind. Bei zunehmender Versauerung tritt ein Verlust aquatischer Säureneutralisationskapazität ein.

Eine bedeutende Rolle bei der Gewässerversauerung spielt das Sulfat, das in basenarmen Silicatböden meist das dominierende Anion im Sickerwasser darstellt. Auch Nitrat kann zusätzlich beträchtliche Anteile an der Anionensumme ausmachen, während Chlorid nur eine untergeordnete Rolle spielt.

Neben den direkt im Wasser vorkommenden Schwefelkomponenten können die beschriebenen Umsetzungen im Schwefelkreislauf indirekt neben dem pH-Wert auch Wasserhärte, Aluminiumgehalt, Eisengehalt, Gehalte anderer Metalle und Metalloide mit toxischer Wirkung (z.B. Nickel, Arsen) und die Nitratgehalte nachteilig beeinflussen.

Überschneidungen des Schwefelkreislaufs mit anderen Stoffkreisläufen und Auswirkungen anthropogener Bewirtschaftungseinflüsse

33. Im Grundwasser besteht infolge der Denitrifizierung durch mikrobielle Oxidation reduzierter Schwefelverbindungen eine Verknüpfung des Schwefelkreislaufs mit dem Stickstoffkreislauf. In Abhängigkeit von den herrschenden Milieubedingungen kann es dabei zu einer effizienten Reduktion von Nitrat im Grundwasser kommen (s.a. Abschn. 2.3.1).

Die gekoppelten Prozesse – mikrobielle Denitrifizierung von eingetragenem Nitrat und Sulfidoxidation im Grundwasserleiter – führen zu Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit. Solche Umsetzungen sind mit steigenden Sulfatkonzentrationen und häufig auch steigender Gesamthärte sowie höheren Eisen- und Mangangehalten verbunden. Dabei liegt Nitrat meist unter der Nachweisgrenze.

Wasserwerkstechnische Beeinträchtigungen ergeben sich unter anderem aus der Mobilisierung von Eisen und anderen Metallen, dem Anstieg der Wasserhärte, der Brunnenverockerung und zunehmender Leitungskorrosion auf Grund von hohen Sulfatkonzentrationen. Bei der Sulfatreduktion oder der Zersetzung schwefelhaltiger organischer Substanz unter Sauerstoffmangel im Aquifer oder in Oberflächengewässern entstehender Schwefelwasserstoff beeinträchtigt die Rohwasserqualität ebenfalls. Zuweilen erfolgt Schwefelwasserstoffbildung auch in den Endsträngen von Wasserversorgungsanlagen, sofern keine oxidativen Bedingungen vorherrschen. Da die Lösung von sehr geringen Schwefelwasserstoffmengen im Trinkwasser bereits zu einem unangenehmen Geruch führt und das Trinkwasser somit ungenießbar wird, darf Schwefelwasserstoff als unerwünschter Stoff im Trinkwasser organoleptisch nicht wahrnehmbar sein (HÜTTER, 1994).

Erhöhte Aluminiumkonzentrationen treten in Bodenlösung, Grundwasser und Oberflächenwasser erst bei abnehmender Säureneutralisationskapazität und nachfolgend sinkendem pH-Wert ($< 4{,}5$) auf. Hohe Konzentrationen an Aluminiumverbindungen können in Trinkwasserversorgungssystemen Blei aus bleihaltigen Werkstoffen mobilisieren. Die Abscheidung von Aluminium stößt in Wasseraufbereitungsanlagen ohne Flockungsfiltration und bei erhöhten Aluminiumkonzentrationen, insbesondere bei kleineren Trinkwasserversorgungen, häufig an verfahrenstechnische Grenzen (MÜLLER, 1995).

34. Hohe Nitratkonzentrationen treten insbesondere unter landwirtschaftlich genutzten Flächen auf, während die Sulfatkonzentrationen unter Nadelwald am höchsten sind (FEGER, 1998). Die Nitratbelastung von Grundwasservorkommen stellt seit Jahrzehnten in vielen Grundwassergewinnungsgebieten Deutschlands eine flächenhafte und ernstzunehmende Bedrohung der Trinkwasserqualität dar (s. a. Tz. 42 ff.; ROHMANN und SONTHEIMER, 1985; OBERMANN, 1982). Die heterotrophe Denitrifizierung ist dabei in vielen Fällen der entscheidend belastungsmindernde Prozeß. Ob und inwieweit es zu einem sogenannten Durchbruch der Nitratkonzentrationen in den Aquifer kommt, hängt neben den hydraulischen Bodeneigenschaften vom Vorrat an organischer Substanz respektive dem Vorrat an reduzierten Schwefelverbindungen für die autotrophe Denitrifizierung ab.

Inwieweit die Stoffumsetzungen nach Aufbrauch der beteiligten Komponenten zum Erliegen kommen und/oder ob anschließend die heterotrophe Denitrifizierung an die Stelle der autotrophen beziehungsweise umgekehrt tritt, und mit welcher Kinetik diese Reaktionen dann ablaufen, gilt bislang als ungeklärt (FEGER, 1998).

35. Die Problematik der Grundwasserbelastung durch mobile Sulfat-, Nitrat- und Schwermetallionen besteht jedoch nicht ausschließlich an landwirtschaftlich genutzten Standorten, sondern gilt zunehmend und flächenhaft auch für Forststandorte. Insbe-

sondere infolge von Nutzungseingriffen (Kahlschläge, Waldumbau, Kalkung, Düngung, Hydromelioration) werden verstärkte Stoffausträge aus der ungesättigten Bodenzone beobachtet (u. a. BENS et al., 1996; SCHOLTEN et al., 1996; HÜTTL und SCHAAF, 1995).

36. Insbesondere an den Bergehalden und Kippenstandorten der Steinkohlen- und Braunkohlenreviere treten massive Grundwasserbelastungen durch infiltrierende Schwefelverbindungen auf. Dabei sind die Schwefel- und Eisenmobilisierung sowie die Versauerung infolge oxidativer Verwitterung hervorzuheben. Mit dem Zutritt von Luftsauerstoff in pyrithaltige Sedimente (u. a. bei Bergehalden, an Abraumabsetzteichen, bei Grundwasserabsenkung) werden bei der Eisendisulfid- (Pyrit, Markasit-) Oxidation die pH-Werte stark abgesenkt (pH 2 bis 4). Mit der Versauerung der Oxidationszone geht die Anhebung der Mineralstoffkonzentration (sog. Mineralisation/Aufsalzen) der Porenwässer mit Sulfat- und Eisenionen einher. Die Sickerwässer sind nachfolgend im allgemeinen mit gelösten Anionen und Metallen stark angereichert (mehrere 1 000 mg/L) (HÜTTL, 1997). Im Unterstrom dieser Bereiche erfolgt eine Entcarbonatisierung der Sicker- und Grundwasserleiter und damit eine Verringerung der Säureneutralisationskapazität (van BERK, 1996). Nach deren Aufbrauch versauert das System; es kommt zur massiven Aufmineralisierung des Grundwassers mit Metallen und Schwefelverbindungen (SCHWEISFURTH und WIGGERING, 1996; van BERK, 1996). Bei Sedimenten mit hohem Säureproduktionspotential breiten sich Säuren und Salze mit dem Grundwasserstrom über Jahrzehnte und über viele Kilometer aus.

2.3 Stoffliche und mikrobielle Einträge in Boden und Grundwasser

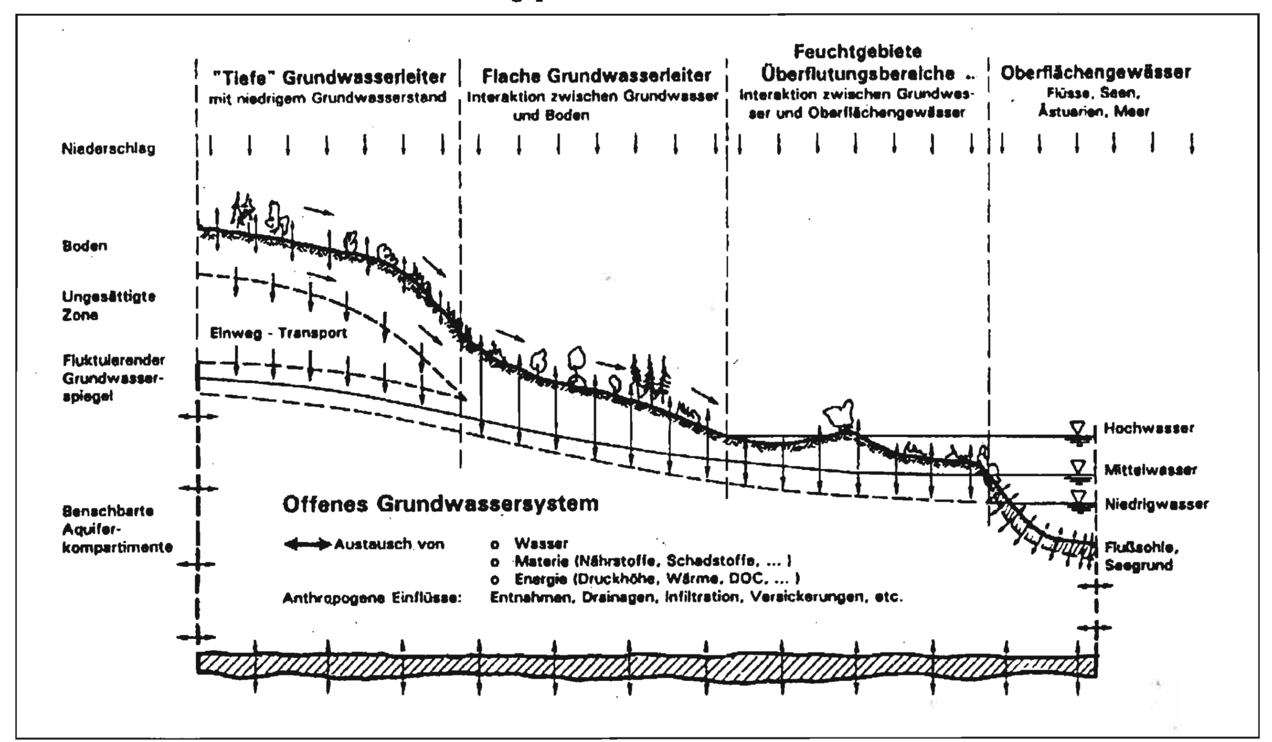
2.3.1 Stoffliche Einträge

37. Grundwasservorkommen stehen über vielfältige Austauschprozesse in Wechselbeziehung zu anderen Umweltkompartimenten, so daß Stoffe über verschiedene Pfade eingetragen werden können (s. Abb. 2.3.1-1). Dies kann je nach Eintragsmuster punktuell, linienförmig und flächig erfolgen. Die flächigen Einträge werden unterschieden in diffuse und lokal begrenzbare.

38. Es ist nicht möglich, alle Stoffeinträge in das Grundwasser ständig zu überwachen. Auch ist die Grundwasserüberwachung nicht bundeseinheitlich geregelt (Kap. 2.5, Tz. 147); vielmehr unterscheiden sich die Meßprogramme der zuständigen Länder teilweise erheblich. Eine flächendeckende Beschreibung des Grundwasserzustandes in Deutschland ist daher derzeit nicht möglich. In einigen Ländern befinden sich die Meßnetze noch im Aufbau. Andere Länder verfügen bereits über ein gut ausgebautes Netz mit einer großen Anzahl von Meßstellen, an denen routinemäßig eine breite Palette von Parametern erfaßt wird. Darüber hinaus überwachen die Wasserversorger und die Gesundheitsämter die Qualität der Rohwässer für die Trinkwasserversorgung. Auch diese Untersuchungsprogramme sind nicht einheitlich und eignen sich nur bedingt zur flächenhaften Darstellung der Belastungssituation.

Abbildung 2.3.1-1

Eintragspfade in das Grundwasser



Quelle: KOBUS, 1994; verändert

39. Eine umfassende Darstellung der Belastung des Grundwassers ist demzufolge aufgrund der Vielfalt der Stoffe sowie der uneinheitlichen Datenlage zur Zeit nicht möglich. Der Umweltrat richtet im folgenden das Augenmerk auf einige ausgewählte Stoffe und Stoffgruppen, die seiner Meinung nach trotz Minderungsanstrengungen immer noch problematisch sind oder in naher Zukunft problematisch werden könnten:

Nach wie vor sind die flächenhaften Einträge von *Nitrat* und *Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln* von vorrangiger Bedeutung im Grundwasserbereich. Es liegen Daten vor, die darauf hindeuten, daß viele Grundwasservorkommen bereits mit Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln kontaminiert sind. Auch steigen vielfach die Nitratkonzentrationen im Grundwasser weiter an (vgl. Tz. 43 f.). Daneben wird die *Schwermetallmobilisierung* infolge von Versauerung zu einem immer größeren Problem (vgl. hierzu Kap. 2.2).

Nach Meinung des Umweltrates sollte den Einträgen von *Arzneimittelwirkstoffen* und besonders von *sekundären Luftschadstoffen* künftig größere Beachtung geschenkt werden (vgl. Tz. 76 bis 85).

Auch punktuelle und linienförmige Stoffeinträge in das Grundwasser werden nachfolgend berücksichtigt (Tz. 86 ff.).

40. Seit einiger Zeit wird zudem die Frage diskutiert, ob auch Baustoffe eine Gefährdung für das Grundwasser darstellen können (DIBT, 1998; DVWK, 1988). Insbesondere im Zusammenhang mit der Verwendung von Injektions- und Verpreßmaterialien zur Abdichtung oder Verfestigung des Bauuntergrundes bei Großbauprojekten tritt dieses Problem auf. Daten zur stofflichen Belastung von Grundwasser infolge Baumaßnahmen werden derzeit durch den DVWK zusammengestellt (DVWK, 1997, Entwurf). Zu Belastungen durch Bauschutt auf Altdeponien hat sich der Umweltrat in seinen Altlastengutachten geäußert (SRU, 1995, 1990).

Prinzipiell ist eine stoffliche Belastung des Grundwassers durch Baumaßnahmen nicht auszuschließen. Wasserlösliche Anteile der Baustoffe können über das Sickerwasser oder, wenn sie im Untergrund im Grundwasserbereich verwendet werden, direkt in das Grundwasser gelangen.

Zur Bewertung der Gefährdung des Grundwassers durch Baustoffe sind weitere Forschungsanstrengungen nötig. Baustoffe sollten auf die Ausschwemmbarkeit wasserlöslicher Anteile überprüft werden. Vor allem in der Nähe von Großbauprojekten sollten Grundwasserproben auf baustoffspezifische Verunreinigungen hin untersucht werden.

Der Umweltrat begrüßt die Initiative des DVWK, der zur Zeit ein Merkblatt zur Grundwassergefährdung durch Baumaßnahmen erarbeitet.

2.3.1.1 Flächenhafte, diffuse Einträge

41. Hauptverursacher flächenhafter Einträge sind die Landwirtschaft mit dem Ausbringen von Gülle, Düngemitteln und Pflanzenbehandlungsmitteln sowie der Straßenverkehr, private Haushalte und Industrie. Deren Emissionen werden großenteils über den Luftpfad verbreitet und flächenhaft deponiert.

2.3.1.1.1 Stickstoffverbindungen

42. Zum Problem des Stickstoffeintrags in Boden und Wasser hat der Umweltrat bereits in seinem Umweltgutachten 1994 ausführlich Stellung genommen (SRU, 1994, Abschn. I.2.4.1).

Nitrat ist der einzige Stoff, für den bundesweit eine Bestandsaufnahme der Konzentrationen im Grundwasser vorliegt. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat Daten aus den Meßnetzen der einzelnen Länder sowie aus der Rohwasserüberwachung und Ergebnisse aus Trinkwasseranalysen zusammengestellt (LAWA, 1995). Die einbezogenen Meßstellen wurden so ausgewählt, daß oberflächennahes und tiefes Grundwasser, Grundwasserleiter in Lockergesteinen und Festgesteinen sowie belastete und unbelastete Gebiete angemessen berücksichtigt sind.

Bei etwa einem Drittel der Messungen wurden Nitratgehalte unter 1 mg/L gefunden. Diese niedrigen Werte können zumindest teilweise auf Denitrifizierungsprozesse zurückgeführt werden (vgl. auch Kap. 2.2). Etwa 25 % der Meßstellen weisen deutlich bis stark erhöhte Nitratgehalte auf, die meist auf landwirtschaftliche Nutzung zurückgeführt werden können. Sehr hohe Nitratkonzentrationen sind oft in Gebieten mit Sonderkulturen (Wein, Gemüse, Obst) nachzuweisen (LAWA, 1995; Tab. 2.3.1-1).

43. Unterschiede bei den Häufigkeitsverteilungen der Nitratgehalte im Grundwasser verschiedener Länder (Tab. 2.3.1-1) lassen sich zum Teil mit regionalen Unterschieden der geologischen Verhältnisse erklären, speziell in der Verteilung von Locker- und Festgesteinen (LAWA, 1995). Entscheidend ist dabei auch die Nutzungsgeschichte der jeweiligen Standorte. In Lockergesteinen sind die tieferen Grundwasserleiter besser als die oberflächennahen Grundwasserleiter vor Nitratbelastungen geschützt, und zwar aufgrund langer Fließzeiten, geringdurchlässiger Schichten oder reduzierender Verhältnisse. Dagegen wird Nitrat in gut durchlässigen Festgesteinen schneller in die Tiefe verlagert. Es läßt sich jedoch allgemein – nicht nur in Festgesteinen – eine Verlagerung in tiefere Schichten beobachten.

Im Grundwasser unter Wald wurden Nitratkonzentrationen bis 10 mg/L gemessen, was unter anderem auf atmogene Einträge und auf Auswaschung zurückzuführen ist (vgl. Kap. 2.2).

Insgesamt ist ein weiterer Anstieg der Nitratkonzentrationen im Grundwasser festzustellen (LAWA, 1995). Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser geht davon aus, daß in den nächsten Jahren die Nitratbelastung des Grundwassers weiter zunimmt.

44. Trotz sinkenden Verbrauchs stickstoffhaltiger Düngemittel (Tab. 2.3.1-2) trägt die Landwirtschaft weiterhin zu dem anhaltenden Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasser bei. Seit dem Wirtschaftsjahr 1988/1989 ist der Gesamtverbrauch an stickstoffhaltigen Düngemitteln insgesamt deutlich

Tabelle 2.3.1-1

Angaben zur Häufigkeitsverteilung [%] der Nitratkonzentrationen im Grundwasser [%]

	Nitratkonzentrationen in mg/L					
	unter 1	zwischen				über 90
		>1 und 10	>10 und 25	>25 und 50	>50 und 90	
Baden-Württemberg	7,0	23,0	30,0	29,0	9,0	2,0
Bayern	20,0	29,8	22,5	21,2	5,7	0,8
Berlin	71,0	19,2	4,3	3,3	1,1	1,1
Brandenburg	47,1	24,6	2,6	18,0	6,4	1,3
Bremen	51,0	29,0	8,0	3,0	7,0	2,0
Hamburg	61,7	11,2	6,5	13,1	7,5	–
Hessen	32,0	35,0	18,0	7,5	4,0	3,5
Mecklenburg-Vorpommern	68,0	18,0	5,0	2,0	7,0	–
Niedersachsen	51,3	14,3	5,8	6,2	8,9	13,5
Nordrhein-Westfalen	18,0	23,0	21,0	22,0	9,0	7,0
Rheinland-Pfalz	38,1	29,0	11,5	8,9	6,7	6,1
Saarland	10,9	30,0	32,7	23,6	2,7	–
Sachsen	5,8	24,4	23,3	30,2	11,5	4,7
Sachsen-Anhalt	33,3	35,2	1,8	14,8	5,6	9,3
Schleswig-Holstein	45,0	22,0	12,0	10,0	7,0	4,0
Thüringen	15,8	25,1	22,5	21,9	9,7	4,9
Minimum	*6*	*11*	*2*	*2*	*1*	*0*
Maximum	*71*	*35*	*33*	*30*	*12*	*14*
Median	*36*	*25*	*12*	*14*	*7*	*3*
arithmetisches Mittel	*36*	*25*	*14*	*15*	*7*	*4*

Quelle: LAWA, 1995

Tabelle 2.3.1-2

Stickstoff-Düngemittelverbrauch [kt N/a sowie kg N/ha · a]
für die Wirtschaftsjahre 1988/1989 bis 1995/1996

Wirtschaftsjahr	1988/89	1989/90	1990/91	1991/92	1992/93	1993/94	1994/95	1995/96
Stickstoff-Düngemittelverbrauch [kt N]								
westliche Länder	1 540	1 487	1 368	1 334	1 280	1 209	1 284	1 263
östliche Länder	873	767	420	368	400	403	503	506
Deutschland	2 413	2 254	1 788	1 820	1 680	1 612	1 787	1 769
Stickstoff-Düngemittelverbrauch pro Hektar Landfläche [1]) [kg N]								
westliche Länder	129	125	115	114	108	102	108	107
östliche Länder	141	124	68	70	78	76	92	91
Deutschland	133	125	99	100	99	94	103	102

[1]) landwirtschaftlich genutzte Flächen einschließlich Brachen

nach IVA, 1997

zurückgegangen. Auch der Verbrauch je Hektar Landfläche ist um rund 23 % gesunken. Der durchschnittliche Stickstoffüberschuß betrug im Wirtschaftsjahr 1993/1994 dennoch 116,5 kg/ha (UBA, 1997 b). Dies liegt daran, daß immer noch zu hohe Mengen stickstoffhaltiger Düngemittel verwendet werden, zudem große Vorräte älterer Einträge in den Böden gespeichert sind („Langzeitgedächtnis") und atmosphärische Stickstoffeinträge weiter anhalten.

Die Stickstoffoxidemissionen, die wesentlich zum flächenhaften Eintrag von Nitrat beitragen, sind zwischen 1990 und 1994 allerdings um 16 % von 2 640 kt/a auf 2 211 kt/a gesunken. Nach wie vor hat der Straßenverkehr mit 1 064 kt/a einen Anteil von fast 50 % an der Gesamtemission. Zwar ist der Stickstoffoxidausstoß durch den Straßenverkehr in den westlichen Ländern von 1 080 kt/a auf 883 kt/a gesunken. Im gleichen Zeitraum stieg er jedoch in den östlichen Ländern von durchschnittlich 143 kt/a auf 163 kt/a an. Der Stickstoffoxidausstoß durch Industrieprozesse, Industriefeuerungsanlagen sowie Kraft- und Fernheizwerke ist in den westlichen Ländern fast gleich geblieben (571 kt/a in 1990; 549 kt/a in 1994), aber in den östlichen Ländern von 404 kt/a auf 216 kt/a gesunken (UBA, 1997 b). Hier sowie bei den Kleinverbrauchern und den privaten Haushalten, wo sich der Ausstoß in den östlichen Ländern von insgesamt 67 kt/a auf 28 kt/a verringert hat, ist zu vermuten, daß die Reduktionspotentiale weitgehend ausgeschöpft sind, so daß in diesen Bereichen in Zukunft keine stärkeren Reduktionen der Stickstoffoxidemissionen mehr zu erwarten sind.

Die Immissionskonzentrationen sind seit Jahren etwa gleich und liegen in ländlichen Gebieten bei 7 bis 10 $\mu g/m^3$ und in Ballungsräumen bei 30 bis 60 $\mu g/m^3$. Lokale Spitzenwerte können aber bei 100 $\mu g/m^3$ liegen (UBA, 1997 b).

Um in Zukunft die Nitratbelastung des Grundwassers zu vermindern, müssen weitere Maßnahmen vor allem bei landwirtschaftlichen Nutzungen (s. SRU, 1996 b) und beim Straßenverkehr ansetzen.

45. Ein weniger beachtetes und in seinem Ausmaß nicht eindeutig geklärtes Problem stellt die Grundwasserbelastung durch Düngemittelhilfsstoffe dar. Namentlich Komplexbildner und Nitrifikationshemmstoffe sind zum Teil als wassergefährdend eingestuft, der verbreitete Nitrifikationshemmstoff Dicyandiamid als schwach wassergefährdend (WGK 1). Den Bedenken der Wasserwirtschaft wird entgegengehalten, daß es sich bei Dicyandiamid nicht um ein persistentes Xenobiotikum handele, sondern um einen Stoff, der vollständig biologisch zu NH_3, CO_2 und H_2O abgebaut werde und daß Nitrifikationshemmer Düngefehler ausgleichen und dadurch die Nitratbelastung des Grundwassers verringern könnten. Unabhängig davon sollte die sehr allgemeine Verpflichtung zur Angabe von „Anwendungshinweisen" (Anlage 1 zur Düngemittelverordnung, Vorbemerkungen, Ziff. 4 Nr. 2 Bst. b) so präzise gefaßt werden, wie es zumindest für dicyandiamidhaltige Ammoniumsulfatdünger EG-rechtlich vorgeschrieben ist, nämlich mit konkreten Angaben zur adäquaten Anbauphase und Gabenhöhe (Anhang I Abschn. A Ziff. I Nrn. 17 und 18 der Richtlinie 76/116/EWG).

2.3.1.1.2 Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln

46. Bei den Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln handelt es sich überwiegend um organische Verbindungen, wobei ein und dieselbe Verbindung verschiedenen Einsatzzwecken dienen kann. Meist werden im Handel Pflanzenbehandlungsmittel als Mischungen aus verschiedenen Wirkstoffen und aus Formulierungshilfsstoffen angeboten.

47. In Deutschland werden jährlich zwischen 30 000 und 35 000 Tonnen Pflanzenbehandlungsmittel in Verkehr gebracht (Tab. 2.3.1-3). Dabei handelt es sich um ca. 900 verschiedene, durch die Bio-

Tabelle 2.3.1-3

Art und Menge [t/a] in Deutschland abgegebener Pflanzenbehandlungsmittel sowie ihre Anteile [%] am Gesamtabsatz (1987 bis 1994)

	1987	1990	1994
Pflanzenbehandlungsmittel, gesamt	36 367 *(100 %)*	33 146 *(100 %)*	29 769 *(100 %)*
Herbizide, gesamt	21 520 *(59,2 %)*	16 970 *(51,2 %)*	14 834 *(49,8 %)*
Fungizide, gesamt	10 242 *(28,1 %)*	10 984 *(33,1 %)*	7 698 *(25,9 %)*
Insektizide, gesamt	1 260 *(3,5 %)*	1 525 *(4,6 %)*	4 006 *(13,5 %)*
Sonstige, gesamt	3 345 *(9,2 %)*	3 667 *(11,1 %)*	3 231 *(10,8 %)*

nach BBA, 1995b

logische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft zugelassene Pflanzenbehandlungsmittel mit etwa 250 unterschiedlichen Wirkstoffen (BBA, 1996 a, 1995 a; SKARK und LEUCHS, 1994; PESTEMER und NORDMEYER, 1993). Setzt man die jährlich in Verkehr gebrachte Wirkstoffmenge mit der landwirtschaftlich genutzten Fläche ins Verhältnis, errechnet sich eine durchschnittliche Aufwandmenge von etwa 1,5 bis 2 kg Wirkstoff pro Hektar (vgl. SRU, 1996 a, Abb. 2.13). Diese kann jedoch in vorwiegend ackerbaulich genutzten Gebieten, in denen bestimmte Wirkstoffe in Hauptkulturen schwerpunktmäßig zur Anwendung kommen, wesentlich höher sein. Etwa 80 % der Pflanzenbehandlungsmittelmenge werden in der Land- und Forstwirtschaft und im Gartenbau eingesetzt, die restlichen 20 % in Klein- und Hausgärten sowie auf Nichtkulturland (z. B. Sportplätze, Verkehrsflächen). Den größten Anteil an der Gesamtaufwandmenge stellen die Herbizide (ca. 50 %), gefolgt von Fungiziden (ca. 26 %) und Insektiziden (ca. 13 %) (BBA, 1995b; HERRMANN, 1993; PESTEMER und NORDMEYER, 1993).

Einflußfaktoren für den Eintrag von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln in das Grundwasser

48. Da Pflanzenbehandlungsmittel in den meisten Fällen im Freiland appliziert werden, gelangen die Wirkstoffe unmittelbar in den Boden und direkt oder über Auswaschungen in Oberflächengewässer und können unter ungünstigen Bedingungen ins Grundwasser eingetragen werden. Das Ausmaß eines solchen Eintrags in das Grundwasser ist von vielen verschiedenen Faktoren abhängig. Diese Einflußfaktoren können drei Klassen zugeordnet werden (HERRMANN, 1993):

- Substanzspezifische Eigenschaften:
  - Adsorptionseigenschaften verschiedener Böden,
  - Abbaubarkeit durch biotische (enzymatische) und abiotische (hydrolytische, photolytische) Prozesse,
  - physikalisch-chemische Eigenschaften (Wasserlöslichkeit, Dampfdruck, pK).
- Applikationsspezifische Bedingungen:
  - Applikationszeitpunkt,
  - Aufwandhäufigkeit (innerhalb einer Vegetationsperiode, innerhalb der Fruchtfolge, innerhalb eines geographischen Raumes).
- Spannbreite standortspezifischer Randbedingungen:
  - klimatische Bedingungen (Temperatursumme und -verlauf, Niederschlagsvolumen und -verteilung),
  - Bodenbeschaffenheit (Bodenart, Mächtigkeit der Deckschicht(en), Bewirtschaftungsmaßnahmen; s. Kap. 2.2).

49. Die meisten Pflanzenbehandlungsmittelwirkstoffe können in Boden und Untergrund durch Mikroorganismen metabolisiert werden. Die mikrobielle Aktivität ist im Oberboden (0 bis etwa 35 cm) am höchsten. Mit zunehmender Tiefe nehmen Organismenzahl und mikrobielle Aktivität ab (MATHESS et al., 1995). In den Untergrund und in das Grundwasser verlagerte Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln können demnach dort über längere Zeiträume persistieren. Beispielsweise verringert sich unter bestimmten Bedingungen die Konzentration des herbiziden Wirkstoffs Chlortoluron, der hauptsächlich durch Mikroorganismen im Boden abgebaut wird, im oberen Bodenbereich (0 bis 30 cm) etwa doppelt so schnell (Halbwertszeit 81 Tage) wie im Bodenbereich 50 bis 70 cm (Halbwertszeit 163 Tage). Allerdings können Stoffe, bei denen abiotische Ab- und Umbauprozesse überwiegen, mit zunehmender Tiefe auch schneller umgewandelt werden, was etwa für den insektiziden Wirkstoff Parathion gezeigt wurde (NORDMEYER und PESTEMER, 1995).

50. Durch die bei der Bewirtschaftung meist durchgeführte Bodenbearbeitung können Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln wegen der Durchmischung des Bearbeitungshorizontes in tiefere Bodenbereiche verlagert werden. Das Ausmaß der Verlagerung ist abhängig von der Art der Bodenbearbeitung (OTTO et al., 1997; PESTEMER und NORDMEYER, 1993; Abb. 2.3.1-2).

51. Des weiteren tragen präferentielle Fließbahnen wie etwa Makroporen (Durchmesser von 40 µm bis mehrere Zentimeter) zu einer beschleunigten Verlagerung gelöster und partikulär gebundener Stoffe in tiefere Bodenbereiche bei, die auf diese Weise schneller und in höheren Konzentrationen ins Grundwasser gelangen können (KNOBLAUCH, 1996; MATHESS et al., 1995; PESTEMER und NORDMEYER, 1993).

52. Bei der Aufbringung von Pflanzenbehandlungsmitteln im Freiland können Verluste in unterschiedlicher Höhe auftreten. Gründe dafür sind direkte Abdrift bei der Applikation und indirekte Abdrift von der Blatt- oder Bodenoberfläche als Dampf oder Aerosol. Dadurch können erhebliche Wirkstoffmengen weiträumig verfrachtet werden und über feuchte und trockene Deposition wieder auf die Erdoberfläche gelangen (MATHESS et al., 1995; PESTEMER und NORDMEYER, 1993). Es konnte gezeigt werden, daß eine nachweislich nie mit Lindan behandelte Fläche eine nicht unerhebliche Bodenbelastung mit diesem ubiquitär vorhandenen Wirkstoff aufweist. Bei Profiluntersuchungen wurden Kontaminationen bis in eine Tiefe von 150 cm nachgewiesen, so daß auch eine Kontamination des Grundwassers nicht auszuschließen ist (PESTEMER und NORDMEYER, 1993; Abb. 2.3.1-3).

53. Auch können infolge des Oberflächenabflusses Teile der applizierten Wirkstoffmengen direkt in Oberflächengewässer gelangen (vgl. z. B. DI GUARDO et al., 1994). Während bei der Versickerung durch Abbau- und Adsorptionsprozesse in Boden und Deckschichten eine Verlagerung der Wirkstoffe verlangsamt oder vermieden wird und sie somit eine Schutzschicht darstellen können (vgl. Tz. 19), kommen diese Prozesse bei Abschwemmungsvorgängen nicht oder nur sehr eingeschränkt zum Tragen, und

Abbildung 2.3.1-2

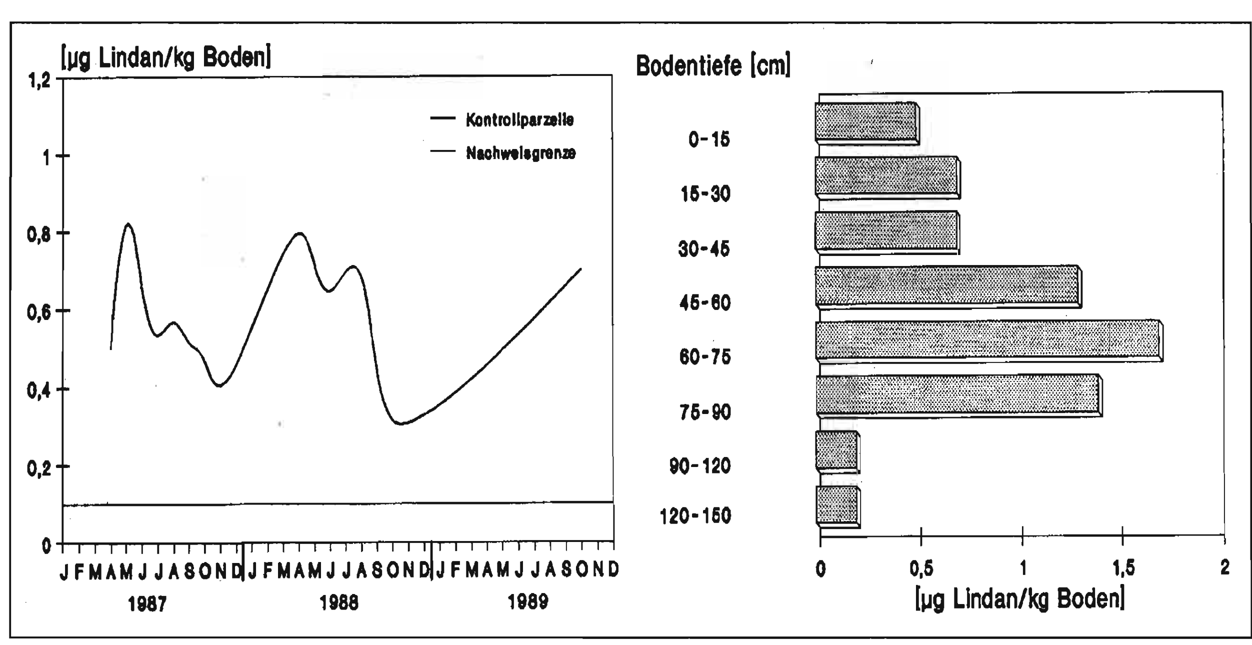
Prozentuale Verteilung des Gesamtrückstandes von Methabenzthiazuron im Untersuchungshorizont 13 und 112 Tage nach unterschiedlicher Bodenbearbeitung

Methabenzthiazuron [stark humoser tL]
cm
0-10
10-20
20-30
30-40
ohne Bearbeitung:
Pflügen:
Schälen:
Grubbern:
100 80 60 40 20 0 20 40 60 80 100
[% Rückstand] [% Rückstand]
2 Wo. n. Bearbtg.
16 Wo. n. Bearbtg.

tL = toniger Lehm
Quelle: PESTEMER und NORDMEYER, 1993

Abbildung 2.3.1-3

Persistenz und Verteilung von Lindan im Boden (0 bis 5 cm) und Verteilung im Bodenprofil auf einer Fläche ohne praxisübliche Lindan-Applikationen



Quelle: PESTEMER und NORDMEYER, 1993

es gelangen relativ hohe Wirkstoffmengen in die Oberflächengewässer (NOLTING, 1995; SKARK und LEUCHS, 1994). Dies erklärt die im Vergleich zum Grundwasser relativ hohen Konzentrationen an Pflanzenbehandlungsmitteln in Oberflächengewässern sowie die jahreszeitlichen Konzentrationsschwankungen zumindest teilweise (NOLTING, 1995). Eine weitere, nicht unbedeutende Eintragsquelle für Pflanzenbehandlungsmittelwirkstoffe in Oberflächengewässer sind Kläranlagen in ländlichen Regionen (SEEL et al., 1996).

Ob und in welcher Form ein Zusammenhang zwischen der Belastung von Oberflächenwasser und davon beeinflußtem Grundwasser besteht, ist allerdings noch weitgehend ungeklärt (FRANGENBERG et al., 1996). Untersuchungen im Rahmen eines Forschungsvorhabens zur Aufbereitung von Elbuferfiltrat zeigten, daß die Konzentrationen des Atrazin-Metaboliten Desethylatrazin bei der Uferfiltration deutlich reduziert wurde, während die Konzentration von Atrazin selbst nahezu unbeeinflußt blieb (GROHMANN und WINTER, 1996).

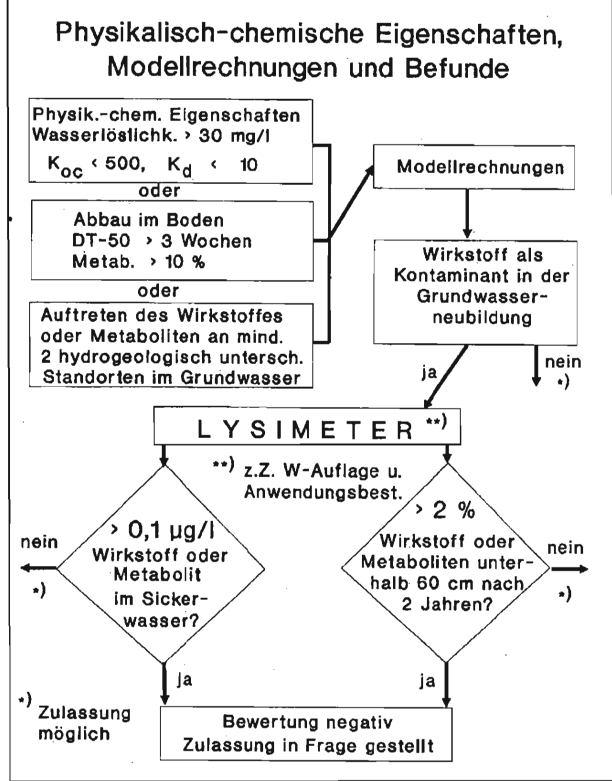
54. Zulassung, Handel und Anwendung von Pflanzenbehandlungsmitteln sind in der Richtlinie 91/414/EWG über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln sowie im Pflanzenschutzgesetz (PflSchG), das kürzlich an die Richtlinie angepaßt wurde, geregelt. Es fehlt allerdings nach wie vor die Liste zulässiger Wirkstoffe, so daß die Zulassung gegenwärtig noch nach in der Richtlinie vorgesehenen Übergangsvorschriften erfolgt.

Bei der Zulassung der Pflanzenbehandlungsmittel durch die Biologische Bundesanstalt sowie das Umweltbundesamt und das Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin als Einvernehmensbehörden (§ 15 Abs. 2, Satz 1 und 2 PflSchG) werden die substanzspezifischen Eigenschaften der Wirkstoffe im Labor erfaßt und das Versickerungspotential mittels eines Stufenkonzepts bewertet (PESTEMER und NORDMEYER, 1993; Abb. 2.3.1-4).

Deuten die substanzspezifischen Eigenschaften (Wasserlöslichkeit, Verteilungskoeffizient, Abbauraten, Bildung persistenter Metaboliten) auf eine Gefährdung des Grundwassers hin, werden Modellrechnungen durchgeführt (HERRMANN, 1993). Bei der Pflanzenbehandlungsmittelzulassung wird das Modell PELMO (Pesticide Leaching Model) verwendet. Es dient zur Berechnung der Verlagerung von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln im Boden sowie von oberflächlichem Abfluß und Erosion. Dabei werden die Kompartimente Pflanzen, Bodenoberfläche und Boden betrachtet und die Zunahme der Sorption mit der Zeit zugrunde gelegt. Dem Modell liegt ein einziger Abbauprozeß zugrunde. Es wird nicht zwischen biotischen und abiotischen Prozessen unterschieden. Die Verflüchtigung über die Bodenoberfläche wird ebenso einbezogen wie die Aufnahme durch Pflanzen proportional zur Wasseraufnahme (PETERS et al., 1996). PELMO ist ein deterministisches Modell, das die räumliche Variabilität der Eingabedaten nicht berücksichtigt. Aussagen über größere Areale sind daher nicht möglich. Allerdings ist das Modell geeignet, das Verhalten von verschiedenen Wirkstoffen in Boden und Untergrund unter identischen Bedingungen qualitativ zu vergleichen (PETERS et al., 1996; BORCHERS et al., 1995; HERRMANN, 1993; PESTEMER und NORDMEYER, 1993).

Abbildung 2.3.1-4

Bewertungsgrundsätze für die Prüfung des Versickerungsverhaltens von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln



Quelle: PESTEMER und NORDMEYER, 1993

Ein positiver Befund im Modell reicht wegen dessen beschränkter Aussagekraft letztlich nicht aus, einem Pflanzenbehandlungsmittel die Zulassung zu verwehren. Allerdings kommt es in diesen Fällen zu Zulassungsbeschränkungen (z. B. Anwendungsbeschränkung oder -verbot in Wasserschutzgebieten). Ein Anwendungsverbot wird erst dann ausgesprochen, wenn bei Freilandlysimeterstudien nach zwei Jahren durchschnittlich mehr als 0,1 µg des Wirkstoffes oder eines seiner Metaboliten pro Liter Sickerwasser festgestellt werden, oder wenn mehr als 2 % des Wirkstoffes unterhalb von 60 cm im Boden nachgewiesen werden können (NOLTING, 1995; HERRMANN, 1993; PESTEMER und NORDMEYER, 1993).

Der Begriff „schädliche Auswirkungen auf das Grundwasser" ist im Gesetz nicht näher definiert. Der Grenzwert „0,1 µg Wirkstoff und Metabolit pro Liter Sickerwasser" wurde von der Biologischen Bundesanstalt und dem Umweltbundesamt gemeinsam abgeleitet, weil in Deutschland der überwiegende Teil des Trinkwassers aus Grundwasser gewonnen

wird. Das Verwaltungsgericht in Braunschweig hat diese Auffassung in zwei Verfahren bestätigt (NOLTING, 1995).

Trotz dieses relativ aufwendigen Prüfverfahrens für Pflanzenbehandlungsmittelwirkstoffe ist eine Kontamination des Grundwassers nicht vollständig auszuschließen, da Mobilität und Abbau der Wirkstoffe von vielen weiteren Einflußfaktoren abhängig sind (vgl. Tz. 48).

Belastung des Grundwassers mit Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln

Im folgenden wird anhand verschiedener Studien versucht, einen möglichst breiten Überblick über die Problematik der Belastung des Grundwassers mit Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln zu geben.

IfW-Studie „Erhebung über das Auftreten von Pflanzenschutzmitteln in Trink- und Grundwässern"

55. In dieser breit angelegten Studie wurden Daten über das Vorkommen von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln in Trink- und Grundwässern ausgewertet, um mögliche Zusammenhänge zwischen der Anwendung von Pflanzenbehandlungsmitteln und dem Auftreten der Wirkstoffe im Grundwasser aufzuzeigen. Die Daten wurden bei 16 Wasserversorgungsunternehmen mit insgesamt 58 Wassergewinnungsanlagen in sechs westlichen Ländern erhoben (SKARK und ZULLEI-SEIBERT, 1994a, b).

Neben den Analysedaten zur Konzentration der Pflanzenbehandlungsmittelwirkstoffe im Rohwasser wurden für jede Wassergewinnungsanlage standortabhängige Einflußfaktoren für den Pflanzenbehandlungsmitteleintrag in den Untergrund, wie Flächennutzung, Bodenausbildung, Aufbau des Grundwasserleiters, hydraulische Situation und Bewirtschaftung der Wasservorkommen, erfaßt.

56. Danach sind nicht nur in Oberflächengewässern und den davon beeinflußten Grundwässern Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln zu finden, sondern auch an grundwasserdominierten Meßstellen. Allerdings wurden die Proben nur auf etwa die Hälfte der bekannten, in den jeweiligen Einzugsgebieten angewendeten Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln und deren Metaboliten untersucht. Damit bleibt unklar, ob das Ergebnis die Gesamtbelastung des Grundwassers widerspiegelt. Vor allem insektizide Wirkstoffe werden häufig nicht in die Analysenprogramme der Wasserwerke aufgenommen. SKARK und ZULLEI-SEIBERT (1993) schätzen, daß die Proben nur auf etwa 9 % der Anzahl der fungiziden und auf 30 bis 60 % der herbiziden Wirkstoffe untersucht werden. Dies bedeutet, daß Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln, die in großen Mengen ausgebracht werden, in den Monitoring-Programmen zur Kontrolle der Einhaltung der Trinkwassergrenzwerte fehlen.

57. Von den in den Proben aus grundwasserdominierten Meßstellen nachgewiesenen 26 verschiedenen Wirkstoffen und deren Metaboliten (Tab. 2.3.1-4) sind Atrazin und Bromacil nicht mehr als Inhaltsstoffe von Pflanzenbehandlungsmitteln zugelassen, Monuron und Alachlor werden nicht mehr in zugelassenen Pflanzenbehandlungsmittel verwendet und für Simazin, Propazin, Diuron, Hexazinon und Oxadixyl bestehen Anwendungsbeschränkungen. Damit liegt nahe, daß diese Stoffe entweder verbotswidrig verwendet werden oder noch lange Zeit nach ihrer Anwendung im Boden und Grundwasser persistieren.

Im Rahmen des Untersuchungsprogramms wurden 94 940 Einzelstoffanalysen an Proben aus 447 grundwasserdominierten Probenahmestellen durchgeführt. Bei 60 % der Probenahmestellen wurden Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln gefunden. In gut 4,5 % der Einzelstoffanalysen konnten Wirkstoffe oder deren Metaboliten nachgewiesen werden. Ein Drittel dieser Meßergebnisse lag über 0,1 µg/L (Tab. 2.3.1-4). In diesen Fällen handelte es sich überwiegend um die Triazinherbizide Atrazin und Simazin sowie den Atrazin-Metaboliten Desethylatrazin. Dies mag einerseits an der weiten Verbreitung und der hohen Persistenz dieser Verbindungen liegen, andererseits aber auch daran, daß nach anderen Wirkstoffen nicht gesucht wurde.

58. Die Untersuchungen von SKARK und ZULLEI-SEIBERT (1994a, b) bestätigen, daß die Form und die Intensität der Landnutzung wesentlichen Einfluß auf den Eintrag von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln in das Grundwasser haben (vgl. Tz. 48 ff.). In Grundwasser unter forstwirtschaftlich genutzten Flächen, die mit Pflanzenbehandlungsmitteln behandelt worden sind, wurden auch dann keine Wirkstoffe gefunden, wenn die Charakterisierung der Grundwasserleiter ein deutliches Eintragsrisiko erwarten ließ. Umgekehrt zeigte sich, daß die Pflanzenbehandlungsmittelanwendung auf Gleiskörpern fast immer Grundwasserbelastungen mit sich bringt. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen führt die Pflanzenbehandlungsmittelanwendung auf Brachflächen zu einer höheren Grundwasserbelastung als auf Flächen mit bodenbedeckender Vegetation (SKARK und ZULLEI-SEIBERT, 1994a, b).

59. Läßt sich die Belastung des zur Trinkwassergewinnung verwendeten Grundwassers noch grob abschätzen (s. u. a. SKARK und ZULLEI-SEIBERT, 1994a, b), so ist nach dieser Studie die Belastungssituation der nicht zur Trinkwassergewinnung genutzten Grundwasservorkommen kaum zu beurteilen. Defizite werden besonders in der Untersuchung von Rohwasser auf Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln deutlich. Wirkstoffe, die in erheblichen Mengen ausgebracht werden, werden von den Screeningprogrammen der Wasserwerke und der zuständigen Behörden nur bedingt erfaßt. Vor allem insektizide Wirkstoffe werden vernachlässigt (vgl. Tz. 56, 73). Diskontinuierliche Messungen und große Zeitabstände lassen Zweifel aufkommen, ob temporäre Belastungen entdeckt und jahreszeitliche Schwankungen ausreichend erfaßt werden können.

Tabelle 2.3.1-4

Pflanzenbehandlungsmittelwirkstoffe im Grundwasser

	Wirkstoff	Anzahl der positiven Befunde	Minimum [µg/L]	Median [µg/L]	90-Perzentil [µg/L]	Maximum [µg/L]
1	**Atrazin**	1 493	0,001	0,050	0,230	2,250
2	**Desethylatrazin**	1 357	0,001	0,090	0,360	7,100
3	**Simazin**	898	0,001	0,010	0,060	2,200
4	**Terbuthylazin**	113	0,001	0,010	0,050	0,250
5	**Bromacil**	95	0,010	0,750	3,000	10,000
6	**Propazin**	74	0,010	0,100	1,500	2,200
7	**Diuron**	58	0,020	0,120	2,200	5,500
8	**Desisopropylatrazin**	51	0,005	0,040	0,200	1,200
9	**Hexazinon**	47	0,010	0,040	0,220	1,340
10	Isoproturon	33	0,003	0,011	0,028	0,090
11	**Methabenzthiazuron**	25	0,070	0,140	3,100	4,400
12	**Monuron**	24	0,050	0,260	0,700	1,000
13	Desethylterbuthylazin	19	0,003	–	–	0,070
14	**Bentazon**	15	0,004	–	–	0,308
15	**Chlortoluron**	6	0,004	–	–	0,160
16	Mecoprop	6	0,005	–	–	0,042
17	**Metazachlor**	5	0,030	–	–	0,430
18	Lindan	4	0,005	–	–	0,012
19	**Metolachlor**	4	0,090	–	–	0,127
20	**Metribuzin**	3	0,020	–	–	0,230
21	**2,4-D**	2	0,050	–	–	0,140
22	Alachlor	1	0,060	–	–	–
23	**Fenpropimorph**	1	0,110	–	–	–
24	**Oxadixyl**	1	0,180	–	–	–
25	Pendimethalin	1	0,020	–	–	–
26	α-Hexachlorcyclohexan	1	0,002	–	–	–

2,4-D: 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure
Fettschrift: Für diese Stoffe wurden Gehalte über 0,1 µg/L gefunden.
Gesamtzahl der Einzelstoffanalysen: 94 940

Quelle: SKARK und ZULLEI-SEIBERT, 1994a

Untersuchungen der FKST zum Vorkommen von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln im Trinkwasser in den östlichen Ländern

60. In der ehemaligen DDR gab es strenge Rechtsvorschriften, um das Auftreten von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln in Grund- und Trinkwasser in Konzentrationen über den Grenzwerten zu vermeiden. In der Rückstandsmengen-Anordnung galt ein allgemeiner Grenzwert für Trinkwasser von 0,1 µg/L. Ferner waren spezielle Grenzwerte für mehr als sechzig Wirkstoffe festgelegt. Diese bewegten sich zwischen 1 und 20 µg/L (Anordnung über Rückstände von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln in Lebensmitteln vom 30. Juni 1988. Anlage 4: Grenzwerte für Wirkstoffe im Trinkwasser, GBl. der DDR, 1988, Sonderdruck 1311).

Eine 1990 von der Fachkommission Soforthilfe Trinkwasser (FKST) im Rahmen des *Sofortprogramms Trinkwasser* durchgeführte Untersuchung in 533 Versorgungsgebieten zeigte lediglich für 16 Gebiete (3 %) Grenzwertüberschreitungen für Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln (GROHMANN und WINTER, 1996). 33 553 Einzelstoffanalysen an 1 142 Einzelproben wurden ausgewertet (Tab. 2.3.1-5). In 177 Fällen (0,5 %) konnten Wirkstoffe nachgewiesen werden, in 34 Fällen (0,1 %) lag die Konzentration über dem Grenzwert von 0,1 µg/L. Bei 129 von 177 positiven Analysen (73 %) handelt es sich um Triazinderivate oder deren Metaboliten, meist Simazin und Atrazin (113 Fälle = 64 %) (WOLTER, 1994).

61. Die FKST hat bis 1994 zur Erfassung der Belastung von Trink- und Rohwasser insgesamt 4 974

Tabelle 2.3.1-5

Im „Sofortprogramm Trinkwasser" nachgewiesene Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe und Metaboliten

Wirkstoff/ Metabolit	Gesamtzahl der Messungen	Anzahl der Messungen mit			Gesamtzahl der Funde
		dem Ergebnis „nicht nachweisbar"	Konzentrationen		
			unter 0,1 µg/L	größer oder gleich 0,1 µg/L	
Simazin	868	796	64	8	72
Atrazin	828	787	33	8	41
Bentazon	545	528	13	4	17
Isoproturon	445	435	5	5	10
2,4-D	540	530	7	3	10
Propazin	546	539	7	0	7
Desethylatrazin	674	667	6	1	7
Mecoprop	534	531	3	0	3
Chloridazon	438	436	0	2	2
Hexazinon	439	437	1	1	2
Desisopropylatrazin	669	667	0	2	2
Diuron	436	435	1	0	1
Chlortoluron	436	435	1	0	1
Lindan	736	735	1	0	1
MCPA	532	531	1	0	1
weitere Wirkstoffe	24 887	24 887	0	0	0
Summe	33 553	33 376	143	34	177

2,4-D: 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure; MCPA: 4-Chlor-2-methylphenoxyessigsäure

Quelle: WOLTER, 1994

Wasserwerke befragt (Tab. 2.3.1-6). Bei 1 488 dieser Wasserwerke wurden Wasserproben auf Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln untersucht (30 %); bei den übrigen 3 486 Wasserwerken bestand kein Verdacht auf derartige Verunreinigungen des Wassers, so daß Untersuchungen nach § 12 Abs. 2 der Trinkwasserverordnung von den zuständigen Behörden nicht angeordnet wurden. Nur in fünf Wasserwerken (0,33 % der untersuchten und 0,1 % aller erfaßten Wasserwerke) wurden Grenzwertüberschreitungen festgestellt. Diese waren jedoch nicht so gravierend, daß unverzüglicher Handlungsbedarf bestanden hätte. Die maximale Konzentration lag bei 0,2 µg/L (GROHMANN und WINTER, 1996).

62. Bei einer modellhaften Auswertung des *Datenspeichers schlagbezogener Kennzahlen* (DASKE) in zwei Kreisen in Mecklenburg-Vorpommern wurden verschiedene Probennahmeorte für eine Rohwasseruntersuchung auf Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln ausgewählt (NAGEL, 1994). Am stärksten kontaminiert waren Hausbrunnen in landwirtschaftlich intensiv genutzten Bereichen. 40 % der untersuchten Brunnen wiesen meßbare Wirkstoffkonzentrationen auf. Der höchste Wert lag bei 34 µg/L für Simazin. Am häufigsten wurden die Triazinherbizide Atrazin, Propazin und Simazin nachgewiesen (PUCHERT, 1994). Öffentliche Wasserversorgungsanlagen waren nur in einem Fall von einer Kontamination betroffen (GROHMANN und WINTER, 1996).

63. Auch bei Trinkwasseruntersuchungen im Rahmen des *Umwelt-Survey* (repräsentative Bevölkerungs-Querschnittstudie des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene für die fünf östlichen Länder und Berlin (Ost)) wurden vor allem in Trinkwasser aus Hausbrunnen Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln in Konzentrationen oberhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung nachgewiesen. Von den 37 beprobten Hausbrunnen waren 25 (67,6 %) kontaminiert, wobei ausschließlich Triazinherbizide (Atrazin, Simazin, Ametryn und deren Abbauprodukte) in Konzentrationen bis maximal 4,1 µg/L gefunden wurden. Dagegen wurden nur in zwei von 99 beprobten öffentlichen Wasserversorgungsanlagen Grenzwertüberschreitungen mit Konzentrationen von maximal 0,46 µg/L festgestellt, jeweils für den Wirkstoff Simazin (STOTTMEISTER et al., 1994).

64. Im Bereich der *ehemaligen innerdeutschen Grenze* wurden durch die Grenztruppen der ehema-

Tabelle 2.3.1-6

Erfassung von Kontaminationen durch Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln im Rohwasser von Wasserwerken in den östlichen Ländern

Land	Zahl der Wasserwerke	Sofortprogramm 1990	Sanierungsliste der FKST	flächendeckende Analyse 1991 bis 1994	Summe [1]	WW ohne zusätzliche PBM-Untersuchung [2]	bestehende Grenzwertüberschreitung
Brandenburg	686	113	27	15	140	546	0
Mecklenburg-Vorpommern	1 061	150	0	224	305	756	0
Sachsen [3]	1 451	93	130	10	121	1 330	3
Sachsen-Anhalt	570	66	31	58	116	454	0
Thüringen	1 206	111	30	806 [4]	806	400	2
Summe	4 974	533	218	1 106	1 488	3 486	5

[1]) Summenbildung unter Berücksichtigung von Mehrfachnennungen.
[2]) Kein Verdacht auf Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln (PBM). Eine Untersuchung nach § 12 Abs. 2 der Trinkwasserverordnung wurde nicht angeordnet. WW = Wasserwerke.
[3]) Im Gebiet von Chemnitz kann nicht immer eindeutig zwischen Wasserwerk und Versorgungsgebieten mit mehreren Quellen unterschieden werden.
[4]) In Thüringen wurde die Untersuchung auf Herbizide bei zahlreichen Brunnen in kluftigem Gestein angeordnet.

Quelle: GROHMANN und WINTER, 1996

ligen DDR und durch von ihnen beauftragte und kontrollierte Einrichtungen, wie Agrochemische Zentren oder Pflanzenschutzbrigaden der Bäuerlichen Handelsgenossenschaft, Herbizide zur Vernichtung jeglichen Aufwuchses ausgebracht. Über Art und Menge der ausgebrachten Wirkstoffe erhielten zivile Behörden keine Kennntnis. Daher wurde nach der Vereinigung befürchtet, daß Grund- und Trinkwasser durch diese Wirkstoffe besonders hoch belastet sein könnten. Recherchen des früheren DDR-Ministeriums für Land-, Forst- und Nahrungsgüterwirtschaft zufolge wurden im Grenzgebiet vor allem die Präparate Azaplant-Kombi mit 70 bis 75 Tonnen pro Jahr und SYS 67 Omnidel mit 35 bis 40 Tonnen pro Jahr eingesetzt. Diese Mittel beinhalteten die Wirkstoffe Amitrol, Simazin und Dalapon. Die angewendeten Mengen lagen zwischen 6 und 35 kg pro ha und Jahr. Im Bereich von Thüringen wurden darüber hinaus die Herbizide 4-Chlor-2-methylphenoxyessigsäure, 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure und Mecoprop appliziert.

Die Untersuchungen der betroffenen Länder ergaben, daß in den Schutzzonen für die Trinkwassergewinnung nur verhältnismäßig geringe Herbizidmengen ausgebracht worden waren. Beispielsweise wurde in Schutzzone I zwischen 20 und 26 µg Simazin pro kg Boden nachgewiesen, während in Böden außerhalb der Schutzzonen Konzentrationen bis zu 2 120 µg/kg – also etwa das 100fache – an Simazin nachgewiesen wurden (SCHMIDT und MÜLLER-WEGENER, 1994). Nach Angaben der Länder befindet sich im Bereich der ehemaligen innerdeutschen Grenze nur noch eine Trinkwassergewinnungsanlage. Anfangs positive Befunde (0,18 bis 0,36 µg Simazin pro L) in diesem Gebiet ließen sich nicht verifizieren. Bodenanalysen ergaben, daß mit Rücksicht auf die Trinkwassergewinnung nur relativ geringe Wirkstoffmengen ausgebracht worden waren (GROHMANN und WINTER, 1996).

65. Zwischen 1992 und 1995 wurde das Trinkwasser in den östlichen Ländern praktisch *flächendeckend* – in 1 570 Wasserversorgungsanlagen – *auf das Vorkommen von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln* untersucht. Die Untersuchungen wurden von den Gesundheitsämtern unter Berücksichtigung der Umstände des Einzelfalles zum Schutz der menschlichen Gesundheit angeordnet oder zur Sicherstellung einer einwandfreien Beschaffenheit des Trinkwassers vom Wasserversorgungsunternehmern durchgeführt. Die untersuchten Wasserwerke versorgen mehr als 4,6 Mio. Einwohner mit Trinkwasser. Grenzwertüberschreitungen konnten nur in Einzelfällen nachgewiesen werden (GROHMANN und WINTER, 1996).

66. Bisherige Roh- und Trinkwasseruntersuchungen in den östlichen Ländern lassen somit den Schluß zu, daß in den ehemaligen Schutzgebieten nur eine geringe Belastung des Grundwassers mit Pflanzenbehandlungsmittelwirkstoffen besteht. Bei Hausbrunnen in landwirtschaftlich genutzten Gebieten wurden dagegen erhebliche Belastungen festgestellt. Dies läßt darauf schließen, daß Grundwasser außerhalb der Schutzgebiete zum Teil erheblich mit Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln belastet ist.

Die meisten Untersuchungsergebnisse beruhen auf freiwilligen Angaben von Wasserversorgungsunternehmen oder Gesundheitsämtern, die Untersuchungen nach der Trinkwasserverordnung durchführten.

Daher sind, wie schon erwähnt, Lücken in den Untersuchungsprogrammen nicht auszuschließen. Des weiteren ist bei diesem Vorgehen anzumerken, daß nach der Trinkwasserverordnung nur die Ergebnisse über 0,1 µg/L für Einzelstoffe und 0,5 µg/L in der Summe relevant sind. Daher wurden Kontaminationen unterhalb der Grenzwerte unter Umständen nicht erfaßt.

Zusammenstellung von Meldungen über Pflanzenbehandlungsmittel-Funde im Wasser an das Umweltbundesamt

67. Seit 1990 sammelt das Umweltbundesamt Daten über Funde von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln in Wasser. Diese Datensammlung soll bei der Zulassung neuer und der Beurteilung alter Wirkstoffe als Hilfsmittel dienen. Gesetzliche Verpflichtungen, Funde von Pflanzenbehandlungsmittelwirkstoffen zu übermitteln, gibt es nicht. Die Datenübermittlung erfolgt auf freiwilliger Basis. Auf Initiative des Umweltbundesamtes erklärten sich die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser und der Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft (BGW) bereit, dem Umweltbundesamt regelmäßig ihre Daten zu übermitteln. Allerdings sind die Daten anonymisiert und Einzelangaben nicht möglich. Fundmeldungen können daher nur in aggregierter Form veröffentlicht werden (WOLTER, 1994).

Die Rangfolge der Wirkstoffe nach Häufigkeit der Funde hat sich seit 1992 nur unwesentlich verändert. Die Triazinherbizide Atrazin und Simazin sowie der Atrazinmetabolit Desethylatrazin führen nach wie vor die Liste in der Statistik der Funde von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln an. Dabei handelt es sich nicht ausschließlich um Funde aus der Zeit vor dem Verbot von Atrazin im Jahre 1991 (WOLTER, 1995).

Der unverminderte Eintrag von Triazinherbiziden in das Grundwasser kann darin begründet liegen, daß Wirkstoffe, die schon vor längerer Zeit ausgebracht worden sind, noch im Boden und Untergrund vorhanden sind und kontinuierlich mit dem Sickerwasser in Richtung Grundwasser verlagert werden. Auch persistieren einmal eingetragene Wirkstoffe über längere Zeit im Grundwasser, weil das Abbaupotential dort relativ gering ist (vgl. Tz. 49). Des weiteren ist es möglich, daß nach wie vor Atrazin trotz Verbots ausgebracht wird, z. B. um Restbestände kostengünstig zu entsorgen (WOLTER, 1995).

68. Die Erhebungen des Umweltbundesamtes können eine wichtige Grundlage zur Beurteilung der flächenhaften Belastung von Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser mit Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln sein. Allerdings ist die Zahl der Melder gesunken, so daß sich das Konzept der freiwilligen Meldungen nur bedingt bewährt. Von 1990, dem ersten Jahr der Erhebung, bis 1995 ist die Zahl der Wasserversorgungsunternehmen, die regelmäßig gemeldet haben, von 72 auf vier und bei den Ländern von acht auf vier gesunken (mündl. Mitteilung Wolter, UBA, Febr. 1998). Um einen genaueren Überblick über die Gesamtbelastung zu erhalten, sollten die Länder und Wasserversorger angehalten werden, die Daten möglichst vollständig beizubringen. Um die flächenhafte Belastung des oberflächennahen Grundwassers durch Pflanzenbehandlungsmittel aufzuzeigen, hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser gesondert Daten zusammengestellt (LAWA, 1997 b).

LAWA-Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit – Pflanzenschutzmittel

69. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat im „Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit – Pflanzenschutzmittel" Daten der gewässerkundlichen Landesdienste und der Rohwasserüberwachung zusammengefaßt, um die Belastungssituation möglichst objektiv und repräsentativ für das gesamte Gebiet Deutschlands darzustellen (LAWA, 1997 b). Es wurden drei verschiedene Arten von Meßstellen berücksichtigt:

- Grundwassermeßstellen der gewässerkundlichen Landesdienste,
- Förderbrunnen von Wasserversorgungsunternehmen und
- Einzelwasserversorgungen (Hausbrunnen).

Die Meßstellen der Landesdienste werden unterteilt in Basismeßstellen (weitgehend unbeeinflußt), Trendmeßstellen (diffus belastet) und Emittenten- beziehungsweise Belastungsmeßstellen (potentielle oder nachgewiesene Belastung). Die Pflanzenbehandlungsmitteluntersuchungen erfolgten teilweise ausschließlich an Basismeßstellen, teilweise an allen Basis- und Trendmeßstellen, oder aber es erfolgte eine mehr oder weniger repräsentative Auswahl beider Meßstellentypen. Teilweise wurde auch nur an Belastungsmeßstellen gemessen (LAWA, 1997 b).

Insgesamt wurden Proben von rund 13 000 Meßstellen aus dem Zeitraum von 1990 bis 1995 für den Bericht ausgewertet. Die Proben stammen ausnahmslos aus den obersten Grundwasserstockwerken und wurden aus maximal 40 Meter Tiefe entnommen.

70. Bei der meßstellenbezogenen Auswertung wurden die Einzelstoffmeßwerte in vier Belastungsklassen eingeteilt. Wegen der unterschiedlichen Beprobungshäufigkeiten wurden jeweils die letzten Messungen an den Meßstellen seit 1990 in die Auswertung einbezogen. Bei 18,6 % der Meßstellen konnten Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln oder deren Metaboliten in Konzentrationen unter 0,1 µg/L nachgewiesen werden. Bei 8,6 % wurde der Grenzwert der Trinkwasserverordnung für Einzelsubstanzen von 0,1 µg/L überschritten. Bei einem weiteren Prozent wurde eine Konzentration von 1 µg/L überschritten (Tab. 2.3.1-7).

Infolge unterschiedlicher analytischer Bestimmungsgrenzen für die verschiedenen Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln und deren Metaboliten gibt es Überschneidungen zwischen der Kategorie „ohne Nachweis" und der Kategorie „unter 0,1 µg/L". Stoffe mit niedriger Nachweisgrenze werden häufiger in Konzentrationen unterhalb von 0,1 µg/L nachgewiesen als Stoffe mit höherer Nachweisgrenze. Daher ist die Interpretation dieser Zuordnung von eingeschränkter Aussagekraft. Vermutlich sind mehr als

Tabelle 2.3.1-7

Funde von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln in oberflächennah verfilterten Grundwassermeßstellen – Länderübersicht und Ergebnis für Deutschland (1990 bis 1995)

Land	Anzahl der Meßstellen				
	insgesamt untersucht	höchster Einzelsubstanz-Meßwert der letzten Probe			
		nicht nachgewiesen	≥ 0,1 µg/L	von 0,1 bis 1,0 µg/L	über 1,0 µg/L
Baden-Württemberg	2 985	1 828	810	314	33
Bayern	3 510	2 119	905	472	14
Berlin	87	70	8	7	2
Brandenburg[3])	36	2	25	8	1
Bremen	140	133	5	2	0
Hamburg	202	151	19	17	15
Hessen	2 608	2 355	185	55	13
Mecklenburg-Vorpommern[3])	146	103	29	10	4
Niedersachsen	311	289	7	12	3
Nordrhein-Westfalen	933	792	86	44	11
Rheinland-Pfalz[1])	395	264	70	48	13
Saarland	456	380	19	43	14
Sachsen[2])	258	127	97	28	6
Sachsen-Anhalt[3])	76	42	26	7	1
Schleswig-Holstein	499	392	76	26	5
Thüringen[3])	244	200	32	10	2
Summe Deutschland	12 886	9 247	2 399	1 103	137

[1]) In der Anzahl der Meßstellen mit Einzelsubstanz-Konzentrationen größer als 0,1 µg/L sind in Rheinland-Pfalz 21 uferfiltrat-beeinflußte Meßstellen mit Dikegulac-Befunden enthalten.
[2]) In Sachsen beziehen sich die Angaben ausschließlich auf das Jahr 1993.
[3]) In den Ländern Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Thüringen beziehen sich die Angaben auf den Zeitraum 1992 bis 1995.

Quelle: LAWA, 1997b

27,2 % der Meßstellen mit Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln kontaminiert, wobei die Konzentrationen in der überwiegenden Zahl der Fälle jedoch unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung liegen (LAWA, 1997b).

Bei einer getrennten Betrachtung der Grund- und Rohwasserdaten kann festgestellt werden, daß die Pflanzenbehandlungsmittelbelastung in Wässern der staatlichen Grundwassermeßstellen höher liegt als in Rohwässern (LAWA, 1997b). Mögliche Gründe dafür sind:

- In Wasserschutzgebieten dürfen Pflanzenbehandlungsmittel mit Anwendungsbeschränkungen gemäß Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung oder mit einer W-Auflage (wassergefährdend) der Biologischen Bundesanstalt nicht angewendet werden.
- Entnahmestellen für Rohwasser liegen häufig in Waldgebieten, in denen keine Pflanzenbehandlungsmittel angewendet werden und damit die Belastung des Wassers entsprechend gering ist.
- Bei Pflanzenbehandlungsmittelfunden im Rohwasser werden die entsprechenden Förderbrunnen in der Regel stillgelegt, so daß solche Meßstellen aus der Statistik fallen.
- Förderbrunnen sind teilweise in tieferen und damit besser geschützten Grundwasserstockwerken verfiltert.

71. Die substanzbezogene Auswertung, bei der für die Rangfolge der Einzelsubstanzen die Anzahl der Meßstellen, bei denen eine Konzentration von 0,1 µg/L überschritten wurde, maßgebend war, zeigt, daß vor allem Triazinherbizide häufig und in hohen Konzentrationen nachgewiesen wurden (Tab. 2.3.1-8). Für die Stoffe Desethylatrazin, Atrazin, Bromacil, Simazin, Hexazinon, Diuron und Propazin wurden in mehr als fünfzig Meßstellen Konzentrationen über 0,1 µg/L gemessen. Bei Bentazon, Mecoprop, Isoproturon, Terbuthylazin und Lindan (γ-Hexachlorcyclohexan) wurden weit über hundert Meßstellen Konzentrationen bis 0,1 µg/L gemessen. Mit Ausnahme von Lindan (Insektizid) und Dikegulac (Wachstums-

Tabelle 2.3.1-8

Häufig im oberflächennahen Grundwasser Deutschlands nachgewiesene Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln und deren Metaboliten (1990 bis 1995)

Wirkstoff oder Metabolit	Anzahl der Meßstellen				
	insgesamt untersucht	letzter Meßwert an der Meßstelle			
		nicht nachgewiesen	≥ 0,1 µg/L	von 0,1 bis 1,0 µg/L	über 1,0 µg/L
Desethylatrazin	10 972	8 271	1 877	799	25
Atrazin	12 101	9 634	1 948	494	25
Bromacil	6 389	6 080	92	161	59
Simazin	11 437	10 692	641	98	6
Hexazinon	5 729	5 585	72	60	12
Diuron	5 153	4 967	129	41	16
Propazin	10 570	10 274	242	51	3
Bentazon	4 191	4 018	130	29	14
Desisopropylatrazin	6 999	6 863	99	35	2
Mecoprop	5 284	5 168	94	17	5
Dikegulac [1])	130	100	9	12	9
Isoproturon	7 093	6 957	120	15	1
Metolachlor	7 456	7 418	22	15	1
Prometryn	2 009	1 962	35	12	0
Terbuthylazin	10 538	10 388	139	7	4
Chlortoluron	5 725	5 629	85	10	1
Dichlorprop	4 128	4 044	76	5	3
Desethylterbuthylazin	6 187	6 137	42	6	2
Sebuthylazin	4 395	4 367	20	6	2
Lindan (γ-HCH) [2])	4 955	4 774	174	6	1
Desethylsimazin [3])	2 391	2 354	30	7	0
Chloridazon	3 878	3 861	10	6	1
Metalaxyl	3 018	3 005	6	6	1

[1]) Für Dikegulac hat nur Rheinland-Pfalz Angaben gemacht. Dikegulac trat dort überwiegend in durch Uferfiltrat des Rheins beeinflußten Grundwassermeßstellen auf. Dort stammt Dikegulac, das auch ein Nebenprodukt bei der Vitamin-C-Synthese ist, einleitungsbedingt aus dem Rhein.
[2]) γ-HCH: γ-Hexachlorcyclohexan
[3]) Auf den Simazin-Metaboliten Desethylsimazin wurde nur in Bayern sowie in zwei Grundwassermeßstellen in Hessen untersucht.

Quelle: LAWA, 1997b

regulator) handelt es sich bei den 23 am häufigsten nachgewiesenen Stoffen um Herbizide oder deren Abbauprodukte. Dikegulac fällt auch bei der industriellen Vitamin-C-Synthese an und kann über Abwasser und Oberflächengewässer ins Grundwasser gelangen. Die Dikegulacbefunde stammen überwiegend aus uferfiltratbeeinflußten Meßstellen am Rhein.

Zehn der 23 aufgeführten und am häufigsten nachgewiesenen Wirkstoffe kommen in zur Zeit zugelassenen Pflanzenschutzmitteln vor:

Bentazon, Mecoprop, Isoproturon, Metolachlor, Terbuthylazin, Chlortoluron, Dichlorprop, Lindan, Chloridazon und Metalaxyl.

Mit Ausnahme von Lindan werden diese Verbindungen nicht in allen Ländern gemessen. Metalaxyl und Chloridazon werden sogar nur in weniger als neun Ländern überwacht. Nach Auffassung der Umweltrates müssen diese zehn Wirkstoffe in Zukunft bei der Grundwasserüberwachung besonders berücksichtigt werden.

72. Aufgrund der Unterschiede in den Untersuchungsprogrammen der einzelnen Länder kann der zusammenfassende Bericht der LAWA nur erste Hinweise auf die flächenhafte Belastungssituation geben. Einige Länder haben schon eine jahrelange Untersuchungspraxis, während andere ihre Meßnetze erst aufbauen. Die Ergebnisse der meßstellenbezogenen Auswertung werden somit von vier Ländern geprägt, in denen etwa 80 % der Untersuchungsaktivitäten konzentriert sind. Auch die Untersuchungshäufigkeiten unterscheiden sich. Einige

Länder haben Routinemeßprogramme, andere messen sporadisch oder nur einmalig an ausgewählten Meßstellen. Aussagen zu zeitlichen Trends sind daher kaum möglich. Bei der Rohwasserüberwachung werden stillgelegte Fassungen in der Regel nicht mehr überwacht, wodurch belastete Meßstellen aus der Statistik fallen können. Während einige Länder bis zu 150 verschiedene Stoffe (Wirkstoffe und Metaboliten) in ihren Analysen erfassen, sind es bei anderen lediglich zwanzig Stoffe. Dadurch können Belastungen möglicherweise übersehen werden.

Zusammenfassende Betrachtung zu den Pflanzenbehandlungsmittelwirkstoffen

73. In den angeführten Studien werden immer wieder die gleichen Wirkstoffe in Grund- und Rohwasser gefunden (vgl. Tab. 2.3.1-4, Tab. 2.3.1-5 und Tz. 57, 59). Triazinherbizide und ihre Metaboliten (Atrazin, Simazin, Propazin, Terbuthylazin, Desethylatrazin, Desisopropylatrazin, Desethylterbuthylazin) führen stets die Listen der gefundenen Wirkstoffe an. Meist werden für diese Stoffe auch die höchsten Konzentrationen gemessen. Aber auch Harnstoff- und Carbonsäureverbindungen (z. B. Diuron, Isoproturon, Methabenzthiazuron beziehungsweise Mecoprop, Dichlorprop, MCPA) werden häufig nachgewiesen.

Bei den 18 am häufigsten erwähnten Wirkstoffen handelt es sich ausschließlich um Herbizide. Die Anwendung von Atrazin ist seit 1991, die von Bromacil seit 1993 verboten (Art. 1 Nr. 5 der 1. PflSchAnwV-ÄndV vom 22. März 1991, BGBl I 796; Art. 1. Nr. 3 der 2. PflSchAnwV-ÄndV vom 3. August 1993, BGBl I 1455). Für drei Substanzen besteht Anwendungsverbot in Wasserschutzgebieten (Simazin, Propazin, Hexazinon). Diuron darf nicht auf Gleisanlagen, auf oder in unmittelbarer Nähe von versiegelten Flächen angewendet werden. Die Bedeutung dieser Stoffe wird wegen der Anwendungsverbote und -beschränkungen in Zukunft vermutlich zurückgehen. Auch die Verkaufszahlen belegen, daß die Anwendung sowohl der Triazinherbizide als auch der Carbonsäureherbizide (Propion- und Essigsäurederivate) in den vergangenen zehn Jahren stark abgenommen hat. Dafür hat die Bedeutung der Harnstoffverbindungen, der Anilide und der Heterocyclen deutlich zugenommen (Tab. 2.3.1-9).

Tabelle 2.3.1-9

Art und Menge [in t/a] von in der Bundesrepublik Deutschland abgegebenen Herbiziden (1987 bis 1994)

Wirkstoffgruppe	1987	1990	1994
Propionsäuren (Mecoprop, Dichlorprop)	6 003 *(16,5 %)*	3 434 *(10,4 %)*	2 246 *(7,5 %)*
Essigsäuren (2,4-D, MCPA)	1 326 *(3,6 %)*	923 *(2,8 %)*	794 *(2,7 %)*
Harnstoffderivate (Diuron, Isoproturon, Methabenzthiazuron, [Bromacil, Monuron[1]])	3 458 *(9,5 %)*	3 825 *(11,5 %)*	3 628 *(12,2 %)*
aromatische Nitroverbindungen (Pendimethalin)	1 331 *(3,7 %)*	1 072 *(3,2 %)*	415 *(1,4 %)*
Anilide (Metazachlor, Metolachlor, [Alachlor])	330 *(0,9 %)*	642 *(1,9 %)*	894 *(3,0 %)*
Triazine (Simazin, Propazin, Terbuthylazin, [Ametryn, Atrazin[1]])	2 481 *(6,8 %)*	1 085 *(3,3 %)*	384 *(1,3 %)*
Heterocyclen mit höchstens drei Stickstoffatomen (Bentazon, Hexazinon, Metribuzin, Chloridazon)	1 949 *(5,4 %)*	1 631 *(4,9 %)*	1 809 *(6,1 %)*
Sonstige	19 493 *(53,6 %)*	22 551 *(62 %)*	19 588 *(65,8 %)*

2,4-D: 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure, MCPA: 2-Chlor-4-Methylphenoxyessigsäure

[1]) In eckigen Klammern stehen diejenigen Verbindungen, die entweder verboten sind oder nicht mehr verwendet werden.

nach BBA, 1995b

Der Anteil der Herbizide an der Gesamtverkaufsmenge an Pflanzenbehandlungsmitteln ist zwischen 1987 und 1994 von 59,2 % auf 49,8 % zurückgegangen. Dagegen hat der Anteil der Fungizide kaum abgenommen (von 28,1 % auf 25,9 %) und der der Insektizide stark zugenommen (von 3,5 % auf 13,5 %; vgl. Tab. 2.3.1-2). In den Meßprogrammen der Grundwasser- und Rohwasserüberwachung jedoch fehlen die insektiziden Wirkstoffe fast völlig und auch die fungiziden Wirkstoffe werden stark vernachlässigt (vgl. Tz. 56). Somit besteht die Gefahr, daß die Belastung des Grundwassers mit diesen Stoffen unterschätzt wird.

74. Trotz der Bemühungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser und des Umweltbundesamtes gibt es bisher keine übergreifende Darstellung der Belastung des Grundwassers mit Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln. Die vorliegenden Studien (Tz. 55 bis 72) stützen sich häufig auf die Rohwasserdaten der Wasserversorger. Die meisten Daten beziehen sich somit auf Wassergewinnungsgebiete. Daten aus den Grundwasserüberwachungsprogrammen einzelner Länder ergaben, daß 27 % der Meßstellen Kontaminationen aufweisen (LAWA, 1997). In den östlichen Ländern wurden vor allem im Wasser aus Hausbrunnen, die in ländlichen Gebieten liegen, hohe Konzentrationen von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln gefunden. Flächendeckende, vergleichbare Informationen zum Ausmaß der Kontamination fehlen, insbesondere auch zu zeitlichen Trends. Dies ist vor allem auf die Unterschiede in den Meßprogrammen der Länder und der Wasserversorger beziehungsweise Überwachungsbehörden zurückzuführen.

75. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser und das Umweltbundesamt sollten nach Meinung des Umweltrates ihre Bemühungen fortsetzen und alles daransetzen, ein Meldesystem zu installieren, das eine verläßliche räumliche und zeitliche Abschätzung der Belastung des Grundwassers mit Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln erlaubt. Dazu sollten einheitliche Kriterien für die Parameterauswahl vorgegeben werden (vgl. Tz. 330). Zudem muß die Aufarbeitung der Altwirkstoffe auf EU-Ebene vorangetrieben werden, um möglichst schnell das Ausbringen von Stoffen, die bereits im Grundwasser nachgewiesen werden, einzuschränken oder zu verbieten.

Die Trinkwasserverordnung sollte dahingehend ergänzt werden, daß Roh- und Trinkwasser auf Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln regelmäßig überwacht werden. Die Parameterauswahl sollte nach den gleichen Kriterien erfolgen wie bei der Grundwasserüberwachung durch die Länder. Auch diese Werte sollten der gemeinsamen Datenbank zur Verfügung gestellt werden.

Diese Datenbank muß sowohl meßstellenbezogen als auch substanzbezogen regelmäßig ausgewertet werden. Die Ergebnisse sollten, differenziert nach Oberflächenwasser, Uferfiltrat/Infiltrat und Grundwasser, dargestellt und interpretiert werden, um Trends frühzeitig zu erkennen und ihnen entgegensteuern zu können.

Auch die Zusammenarbeit mit der Landwirtschaft muß nach Ansicht des Umweltrates verbessert werden. Der Umweltrat bekräftigt nochmals die im Sondergutachten Landnutzung diesbezüglich vorgeschlagenen Maßnahmen und Handlungsempfehlungen (SRU, 1996 b, Tz. 194 ff.).

2.3.1.1.3 Sekundäre Luftschadstoffe

76. Große Mengen flüchtiger organischer Verbindungen werden in Deutschland vor allem durch den Straßenverkehr (ca. 42 %) sowie bei der Anwendung von Lösemitteln (ca. 38 %) emittiert. Die Gesamtmenge der emittierten flüchtigen Kohlenwasserstoffe ohne Methan (sogenannte NMVOC) lag 1994 bei etwa 2,1 Mio. Tonnen und damit in der Größenordnung von Schwefeldioxid (rd. 3 Mio. t) und Stickstoffoxiden (rd. 2,2 Mio. t) (UBA, 1997 b). Der Anteil der halogenierten Verbindungen dürfte nicht unbeträchtlich sein, ist jedoch in den amtlichen Statistiken nicht gesondert ausgewiesen. Die aktuellsten Daten stammen aus dem Jahre 1987, beziehen sich aber nicht auf die Gesamtheit der halogenierten Verbindungen (SCHLEYER, 1996).

Sowohl die halogenierten Kohlenwasserstoffe als auch Toluol und Benzol unterliegen in der Atmosphäre photooxidativen Veränderungen. Dadurch werden diese Verbindungen leichter wasserlöslich, mit dem Niederschlag aus der Atmosphäre ausgewaschen und können in das Grundwasser gelangen (FRANK et al., 1990).

Halogencarbonsäuren

77. Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe unterliegen in der Atmosphäre einer photochemischen Oxidation. Dabei entstehen in großen Mengen Halogencarbonsäuren. Sie sind mittlerweile als sekundäre Luftschadstoffe in der Troposphäre und im Niederschlagswasser verbreitet. Eine der entstehenden Hauptverbindungen ist die Trichloressigsäure, das Oxidationsprodukt von C_2-Chlorkohlenwasserstoffen. Vorläufersubstanzen sind vor allem 1,1,1-Trichlorethan sowie Trichlorethen und Tetrachlorethen, die zur Metallentfettung und in chemischen Reinigungen eingesetzt werden. Trichloressigsäure ist eine Substanz, die lange Jahre als Herbizid verwendet wurde. Seit den achtziger Jahren ist sie in Deutschland nicht mehr zugelassen (SCHLEYER, 1996).

FRANK et al. (1990) schätzten die jährlich bundesweit in der Troposphäre gebildete Trichloressigsäuremenge auf 60 000 bis 70 000 Tonnen. Das entspricht etwa dem doppelten der jährlich von der Landwirtschaft ausgebrachten Gesamtmenge an Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln (vgl. Tz. 73).

Bisher wurden die sekundären Luftschadstoffe hauptsächlich im Zusammenhang mit der Waldschadensforschung betrachtet (z.B. GULLVAG et al., 1996; KYLIN, 1996; UMLAUF et al., 1994; UMLAUF und McLACHLAN, 1994; FRANK et al., 1990). Hierbei wurde vor allem auf die Konzentrationen in Böden sowie in Nadeln und Blättern von Bäumen

und die Schäden, die die Verbindungen dort verursachen können, untersucht.

Inwieweit das Grundwasser kontaminiert ist, ist bisher noch wenig bekannt. Die wenigen Daten über die Auswirkungen organischer Luftverunreinigungen auf das Grundwasser (RENNER et al., 1990) zeigen, daß besonders die Reaktionsprodukte von Primäremissionen, wie zum Beispiel die der *Trichloressigsäure,* von Bedeutung sind. Weiterführende Untersuchungen (SCHLEYER, 1996) von Niederschlags- beziehungsweise Kronentraufwasser, Sickerwasser und Grundwasser an Freilandstandorten, in Fichten-, Buchen- und Mischwäldern ergaben, daß in Fichtenforsten die höchsten Konzentrationen von Trichloressigsäure im Kronentraufwasser zu finden sind. Der Median der Messungen lag bei 4,06 nmol/L. Die geringsten Konzentrationen wurden im Freilandniederschlag mit einem Median von 0,76 nmol/L gemessen. Für die hohen Konzentrationen im Kronentraufwasser von Fichtenforsten werden Auskämmeffekte verantwortlich gemacht. Ein Vergleich der Meßergebnisse von 1988/89 mit denen von 1993/94 zeigt, daß sowohl im Freiland als auch in Fichtenforsten die Trichloressigsäurekonzentrationen im Niederschlags- beziehungsweise Kronentraufwasser auf etwa ein Viertel zurückgegangen sind.

Im Bodensickerwasser sind in 15 cm Tiefe die Trichloressigsäurekonzentrationen im Vergleich zum Niederschlags- beziehungsweise Kronentraufwasser deutlich niedriger. Allerdings wurden dort, wo hohe Konzentrationen im Niederschlags- beziehungsweise Kronentraufwasser gemessen wurden, auch relativ hohe Konzentrationen im Sickerwasser gefunden. Die Werte im Sickerwasser lagen in der Regel unter 1 nmol/L, wobei in den Fichtenbeständen wiederum die höchsten Werte gemessen wurden. Dort, wo Sickerwasser aus verschiedenen Tiefen beprobt wurde, ist in der Regel eine Abnahme der Konzentration mit der Tiefe zu beobachten. Lediglich bei den Mischwald-Meßstellen verhält es sich anders: Hier nimmt die Trichloressigsäurekonzentration mit der Tiefe zu.

Im Grund- und Quellwasser wurden nur in gut zehn Prozent (19 von 183) der Proben Trichloressigsäurekonzentrationen über der Nachweisgrenze von 0,21 nmol/L gefunden. Ein Zusammenhang zwischen den Konzentrationen im Niederschlagswasser und Grundwasser und denjenigen des jeweiligen Standortes war nicht erkennbar.

78. Die Untersuchungen auf *Di- und Monochloressigsäure* ergaben keine signifikanten Unterschiede in der Verteilung ihrer Konzentrationen nach Standorten. Teilweise waren im Bodensickerwasser deutliche Zunahmen der Dichloressigsäurekonzentrationen auf bis zu 4 nmol/L zu verzeichnen. Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen im Bodensickerwasser und der Nutzungsart des Standortes konnten aber nicht ermittelt werden. Monochloressigsäure konnte in den Bodensickerwasserproben häufiger und zum Teil in höheren Konzentrationen nachgewiesen werden als im Niederschlags- beziehungsweise Kronentraufwasser. Die *Trichlormethan*-Konzentrationen sind im Bodensickerwasser gegenüber dem Niederschlags- beziehungsweise Kronentraufwasser generell erhöht. Lagen sie im Niederschlagsbeziehungsweise Kronentraufwasser überwiegend unter 0,5 nmol/L, so sind die Konzentrationen im Bodensickerwasser meist im Bereich von 1 nmol/L. Auch nehmen sie mit der Sickerstrecke zu.

In 46 %, das heißt in 85 von 183 der Grund- und Quellwasserproben, wurde Dichloressigsäure in Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenze von 0,27 nmol/L gemessen und damit deutlich häufiger als Trichloressigsäure nachgewiesen. Die meisten Meßwerte lagen zwischen 0,27 und 1 nmol/L. Ein Zusammenhang zwischen der Konzentration im Grund- und Quellwasser und der Nutzungsart war nicht erkennbar. Wegen der vergleichsweise hohen Nachweisgrenze von 5,3 nmol/L konnte Monochloressigsäure nur in 3,8 Prozent, daß heißt in 7 von 183 Grund- und Quellwasserproben, nachgewiesen werden. Die Trichlormethankonzentrationen der Grund- und Quellwasserproben liegen bei den meisten Meßstellen unter 1 nmol/L.

Diese ersten Untersuchungsergebnisse deuten darauf hin, daß chlorierte Essigsäuren ubiquitär über das Niederschlagswasser in den Boden eingetragen werden. Wegen der Abnahme der Trichloressigsäurekonzentrationen im Bodensickerwasser und im Grundwasser, bei gleichzeitiger Zunahme von Di- und Monochloressigsäure, kann vermutet werden, daß Trichloressigsäure im Boden dehalogeniert wird. Die mit zunehmender Tiefe steigenden Trichlormethankonzentrationen lassen sich dadurch erklären, daß Trichloressigsäure im Boden durch Mikroorganismen decarboxyliert (Abspaltung von CO_2) werden kann (SCHLEYER, 1996).

Nitrophenole und Methylnitrophenole

79. Durch photochemisch katalysierte Reaktionen von monozyklischen Aromaten wie Benzol und Toluol mit Stickstoffoxiden und Hydroxylradikalen in der Troposphäre entstehen Nitrophenole und Methylnitrophenole. Sie sind besser wasserlöslich als ihre Ausgangsstoffe und können mit dem Niederschlag ausgewaschen werden. Diese Verbindungen werden auch über Abgase von Kraftfahrzeugen emittiert. Stoffe wie 4,6-Dinitro-o-kresol (DNOC) oder 2-sek-Butyl-4,6-dinitrophenol (Dinoseb) wurden bis Mitte der achtziger Jahre als Wirkstoffe in Pflanzenbehandlungsmitteln verwendet.

Die bedeutendste Benzolquelle ist der Kraftfahrzeugverkehr. Im Jahre 1994 wurden bundesweit 31 000 Tonnen Benzol emittiert; noch 1990 waren es 68 000 Tonnen (UBA, 1997). Auf der Basis der Emissionsdaten von 1990 berechneten HERTERICH und HERRMANN (1990) bundesweit Nitrophenolverbindungen in der Atmosphäre in der Größenordnung von 20 000 Tonnen pro Jahr.

80. Bei Untersuchungen von SCHLEYER (1996) wurde Niederschlags- beziehungsweise Kronentraufwasser an verschiedenen Standorten (Fichten-, Buchenbestand und Freiland) sowie Bodensickerwasser und Grund- oder Quellwasser auf insgesamt vierzehn verschiedene (Methyl)-nitrophenole unter-

sucht. Am häufigsten und in den höchsten Konzentrationen wurden im Niederschlags- beziehungsweise Kronentraufwasser 4-Nitrophenol, 3-Methyl-4-nitrophenol, 2,4-Dinitrophenol und 4,6-Dinitro-o-kresol (DNOC) gefunden. Im Bodensickerwasser fanden sich am häufigsten 2-Nitrophenol, 4-Methyl-2-nitrophenol und 3-Nitrophenol. Im Grund- und Quellwasser wurden hauptsächlich 2-Nitrophenol und 2-sek-Butyl-4,6-dinitrophenol (Dinoseb) nachgewiesen. In Fichtenforsten wurden höhere Konzentrationen im Kronentraufwasser ermittelt als im Buchenbestand und dort wiederum höhere Konzentrationen als im Niederschlagswasser im Freiland. Bei den Bodensikkerwasserproben wurde nicht mehr zwischen Fichten- und Buchenbestand unterschieden. Für viele Verbindungen lag auch hier die Konzentration in Bestandsproben über der in Freilandproben. Bei den meisten Verbindungen nimmt die Konzentration von Niederschlags- beziehungsweise Kronentraufwasser über Bodensickerwasser zum Grund- und Quellwasser hin ab (4-Nitrophenol, 2,4-Dinitrophenol, 2,5-Dinitrophenol, 2,6-Dinitrophenol, 2-Methyl-5-nitrophenol, 3-Methyl-2-nitrophenol, 3-Methyl-4-nitrophenol, 4,6-Dinitro-o-kresol). Lediglich für Dinoseb nimmt die Konzentration von Niederschlags- beziehungsweise Kronentraufwasser über Bodensickerwasser zum Grund- und Quellwasser hin zu. Bei 2-Nitrophenol, 3-Nitrophenol, 2,6-Dinitrophenol und 4-Methyl-2-nitrophenol ist die Konzentration im Bodensickerwasser höher als im Niederschlags- beziehungsweise Kronentraufwasser und im Grund- und Quellwasser (Tab. 3.2.1-10).

Auffällig ist, daß sich bei vielen der im Niederschlags- beziehungsweise Kronentraufwasser gefundenen Verbindungen die Nitrogruppen in *para*-Stellung zur Hydroxygruppe befinden (4-Nitrophenol, 3-Methyl-4-nitrophenol, 2,4-Dinitrophenol, 4,6-Dinitro-o-kresol), während sie bei den im Bodensickerwasser sowie im Grund- und Quellwasser gefundenen Verbindungen in *ortho*-Stellung sind (2-Nitrophenol, 4-Methyl-2-nitrophenol). Bei einem Säulenversuch konnte SCHLEYER (1996) zeigen, daß, wenn nur 4-Nitrophenol auf eine Säule (ungestörter Bodenkern, schluffiger Sand, Durchmesser 30 cm, Länge 40 cm) aufgegeben wird, im Eluat neben dieser Verbindung auch 2-Nitrophenol und 4-Methyl-2-nitrophenol auftreten. Wahrscheinlich wird das 4-Nitrophenol also während der Bodenpassage zu 2-Nitrophenol und 4-Methyl-2-nitrophenol umgewandelt.

Tabelle 2.3.1-10

Konzentrationen und Nachweishäufigkeiten von Nitro- und Methylnitrophenolen in Niederschlags-, Kronentrauf-, Bodensicker-, Grund- und Quellwasser

Substanz	Kronentraufwasser				Niederschlagswasser Freiland		Bodensickerwasser (15 cm)				Grund-/ Quellwasser	
	Fichtenbestand		Buchenbestand				Bestand[1])		Freiland			
	75-Perzentil [nmol/L]	NWH[2]) [%]	75-Perzentil [nmol/L]	NWH[2]) [%]	75-Perzentil [nmol/L]	NWH[2]) [%]	95-Perzentil [nmol/L]	NWH[2]) [%]	95-Perzentil [nmol/L]	NWH[2]) [%]	95-Perzentil [nmol/L]	NWH[2]) [%]
2-NP	5,93	*42,1*	3,67	*32,1*	<1,1	*9,0*	8,12	*24,7*	6,61	*13,2*	4,03	*7,4*
3-NP	<0,86	*8,8*	<0,86	*0,0*	<0,86	*0,0*	3,59	*5,6*	2,23	*4,3*	0,65	*0,0*
4-NP	5,61	*44,7*	4,60	*28,6*	2,25	*22,8*	0,50	*1,2*	<0,36	*0,0*	<0,36	*0,0*
2,4-DNP	3,75	*31,6*	2,61	*17,9*	1,39	*15,8*	3,15	*6,2*	1,14	*0,0*	<0,49	*0,0*
2,5-DNP	2,17	*20,6*	<0,87	*0,0*	<0,87	*1,1*	2,01	*2,8*	1,25	*2,1*	<0,87	*0,0*
2,6-DNP	<1,00	*0,0*	<1,00	*12,5*	<1,00	*0,0*	1,25	*0,0*	<1,03	*0,0*	<1,03	*0,0*
2-M-4-NP	+	*57,1*	+	*70,0*	+	*44,7*	<NWG	*3,3*	<NWG	*5,0*	+	*11,5*
2-M-5-NP	3,69	*33,3*	1,63	*15,4*	<1,1	*4,2*	<1,11	*0,0*	<1,11	*0,0*	<1,11	*3,2*
2-M-6NP	<NWG	*14,3*	<NWG	*0,0*	<NWG	*5,3*	<NWG	*0,0*	<NWG	*0,0*	<NWG	*3,3*
3-M-2NP	3,46	*29,0*	<2,9	*21,4*	<2,9	*4,0*	<2,87	*3,7*	<2,87	*1,9*	<2,87	*1,2*
3-M-4-NP	3,59	*47,4*	3,27	*28,6*	1,31	*8,9*	0,59	*0,0*	<0,59	*0,0*	<0,59	*0,0*
4-M-2-NP	2,74	*26,3*	2,61	*21,4*	<1,5	*6,0*	3,27	*7,4*	3,66	*7,6*	1,11	*0,0*
DNOC	2,70	*23,7*	2,27	*17,0*	1,87	*12,9*	1,88	*3,7*	<0,40	*0,0*	<0,40	*0,0*
Dinoseb	<0,83	*5,3*	<0,83	*0,0*	<0,83	*1,0*	0,71	*4,9*	0,21	*1,9*	2,08	*3,1*

[1]) Fichte, Buche und Mischwald;
[2]) Nachweishäufigkeit für Konzentrationen über 2,9 nmol/L
+ = qualitativer Nachweis

Abkürzungen: 2-NP: 2-Nitrophenol; 3-NP: 3-Nitrophenol; 4-NP: 4-Nitrophenol; 2,4-DNP: 2,4-Dinitrophenol; 2,5-DNP: 2,5-Dinitrophenol; 2,6-DNP: 2,6-Dinitrophenol; 2-M-4-NP: 2-Methyl-4-nitrophenol; 2-M-5-NP: 2-Methyl-5-nitrophenol; 2-M-6-NP: 2-Methyl-6-nitrophenol; 3-M-2-NP: 3-Methyl-2-nitrophenol; 3-M-4-NP: 3-Methyl-4-nitrophenol; 4-M-2-NP: 4-Methyl-2-nitrophenol; DNOC: 4,6-Dinitro-o-kresol; NWG: Nachweisgrenze; NWH: Nachweishäufigkeit

Quelle: SCHLEYER, 1996

2.3.1.1.4 Arzneimittelwirkstoffe

81. Jährlich werden erhebliche Mengen an Arzneimittelwirkstoffen verordnet. Sie liegen je nach Wirkstoff bei bis zu 500 Tonnen pro Jahr (Tab. 2.3.1-11). Die angegebenen Schätzungen stellen Mindestwerte dar, weil nur verschreibungspflichtige Präparate berücksichtigt wurden. Gerade Acetylsalicylsäure und Paracetamol (4-Hydroxyacetanilid) sind auch häufig in nicht verschreibungspflichtigen Präparaten enthalten. Die Wirkstoffe werden nach der Einnahme vom Körper aufgenommen und in verschiedenen Formen über Urin und Stuhl ausgeschieden. Somit gelangen diese Stoffe über das Abwasser in die Umwelt. Ein weiterer Eintragspfad ist die unsachgemäße Entsorgung von Arzneimitteln.

82. In verschiedenen Studien wurden Kläranlagenzu- und -abläufe, Oberflächengewässer und Trinkwässer aus Oberflächengewässern oder Uferfiltraten auf *Lipidsenker* und deren Metaboliten (Bezafibrat, Clofibrinsäure und Fenofibrinsäure), *Antirheumatika* (Diclofenac, Ibuprofen, Ketoprofen und Indometacin) und das *Analgetikum* Acetylsalicylsäure untersucht (STUMPF et al., 1996a). Weitere Untersuchungen erfolgten auf *Betablocker* (Metoprolol, Propranolol, Bisoprolol, Betaxolol, Nadolol, Carazolol, Timolol), *Bronchospasmolytika* (Fenoterol, Salbutamol und Terbutalin) (HIRSCH et al., 1996) sowie auf natürliche und synthetische *Steroidhormone* (Östron, Östradiol, Östriol, 17-Ethinylöstradiol, Mestranol, Östradiol-17-valerat und Beta-Sitosterol) (STUMPF et al., 1996b).

83. Nahezu alle Lipidsenker und Antirheumatika konnten sowohl in Abwässern als auch in Kläranlagenabläufen nachgewiesen werden. Die höchste

Tabelle 2.3.1-11

Verordnete Jahresmengen an Arzneimittelwirkstoffen für die Jahre 1992 und 1995 (berechnet aus der Anzahl der verordneten Tagesdosen und der Menge einer Tagesdosis)

Substanz	Menge einer Tagesdosis in mg	Anzahl der verordneten Tagesdosen		**Verordnete Jahresmenge**	
		1992 in Mio.	1995 in Mio.	**1992 in Tonnen**	**1995 in Tonnen**
Lipidsenker					
Bezafibrat	400–600	103,6	57,3	**41–62**	**23–34**
Fenofibrat	200–300	48,6	58,6	**10–14**	**12–18**
Etofibrat	500–900	23,7	10,1	**12–21**	**9**
Etofyllinclofibrat	500	16,0	9,2	**8**	**6**
Betablocker					
Metoprolol	100–200	251,5	347,4	**25–50**	**35–69**
Propranolol	40–80	71,4	54,7	**3–6**	**2–4**
Bisoprolol	5–10	83,7	91,9	**0,4–0,8**	**1**
Bronchospasmolytika					
Fenoterol	1	433,2	480,8	**0,4**	**0,5**
Salbutamol	1–16	99,3	153,6	**0,1–2**	**0,1–2**
Terbutalin	1–15	49,6	49,1	**0,05–0,7**	**0,7**
Antirheumatika					
Diclofenac	100–150	461,9	588,8	**46–69**	**59–89**
Ibuprofen	600–1 200	87,9	116,7	**53–105**	**70–140**
Indometacin	50–200	35,8	51,3	**2–8**	**10**
Analgetika					
Acetylsalicylsäure	100–500	199,1	190,9	**20–100**	**14–69**
Paracetamol	500–3 500	125,4	144,2	**63–441**	**505**
Sexualhormone					
Östradiol	2	292,2	250,2	**0,6**	**0,5**
17-Ethinylöstradiol	0,02–0,05	108,5	288,3	**0,002–0,005**	**0,006–0,015**

Quelle: HABERER und TERNES, 1997

Konzentration in einem Kläranlagenablauf betrug 4,56 µg/L für Bezafibrat (Nachweisgrenze 0,25 µg/L). Wegen der unvollständigen Elimination der Arzneistoffe in den Kläranlagen konnten die Pharmaka auch in Fließgewässern nachgewiesen werden. Hier wurden Konzentrationen bis 0,49 µg/L (Diclofenac) gefunden. Auch in Trinkwässern aus Oberflächenwasser oder Uferfiltrat fanden sich verschiedene Pharmaka (Clofibrinsäure bis zu 0,07 µg/L, Nachweisgrenze 0,001 µg/L; Bezafibrat bis zu 0,027 µg/L, Nachweisgrenze 0,025 µg/L; Diclofenac 0,001 bis 0,006 µg/L, Nachweisgrenze 0,001 µg/L und Ibuprofen 0,001 bis 0,003 µg/L, Nachweisgrenze 0,001 µg/L) (STUMPF et al., 1996a).

84. Betablocker und Bronchospasmolytika werden während der Klärwerkspassage ebenfalls nur teilweise eliminert, so daß diese Verbindungen auch in Fließgewässern nachzuweisen sind. In den Kläranlagenzuläufen lagen die Konzentrationen für Propranolol und Metoprolol zwischen 5 und 15 µg/L. Für die übrigen Verbindungen lagen die Konzentrationen zwischen 0,15 und 1 µg/L. In den Kläranlagenabläufen wurden Konzentrationen bis zu 2,2 µg/L (Metoprolol, Nachweisgrenze 0,025 µg/L) gemessen. Die Werte für die restlichen Verbindungen lagen zwischen 0,025 µg/L und 0,4 µg/L. Auch in den Fließgewässern war Metoprolol die Verbindung mit der höchsten Konzentration (bis zu 1,54 µg/L, Nachweisgrenze 0,003 µg/L). Die anderen Verbindungen wurden in Konzentrationen zwischen 0,003 µg/L und 0,12 µg/L gemessen. Im Trinkwasser waren die Betablocker und Bronchospasmolytika nicht nachweisbar. Sie werden bei der Aufbereitung durch Aktivkohlefilter vollständig aus dem Wasser entfernt (HIRSCH et al., 1996).

Für die Zeit vom 1. Januar bis 7. April 1997 wurden die Frachten verschiedener Arzneistoffe im Rhein (Abflußpegel Nierstein) gemessen. Sie lagen zwischen 1 bis 2,5 kg/Tag für Metoprolol und 0,1 bis 0,5 kg/Tag für Nadolol. Diese Frachten werden durch die Einträge von bereits zehn durchschnittlichen kommunalen Kläranlagen erzeugt. Da jedoch weitaus mehr Kläranlagen am Rhein bis zur Meßstelle angesiedelt sind, muß davon ausgegangen werden, daß die Arzneimittelwirkstoffe in Fließgewässern entweder weiter abgebaut oder auf andere Weise eliminiert werden (HIRSCH et al., 1996).

85. Steroidhormone werden in kommunalen Kläranlagen nicht vollständig zurückgehalten. Untersuchungen von STUMPF et al. (1996b) zeigen, daß die Konzentration des natürlichen Sexualhormons Östradiol (1 bis 10 ng/L) um 75 %, die der synthetischen Hormone Mestranol (4 ng/L) und 17-Ethinylöstradiol (17 ng/L) etwa 90 % und die des Phytohormons Beta-Sitosterol (Median 89 ng/L), das als Lipidsenker verwendet wird, um 58 % reduziert wird. Im Wasser verschiedener Flüsse wurden vereinzelt Mestranol und 17-Ethinylöstradiol in Konzentrationen bis 5 ng/L nachgewiesen. Beta-Sitosterol wurde in sieben von zehn Gewässerproben in Konzentrationen von 20 bis 56 ng/L gefunden. Im Trinkwasser waren weder natürliche noch synthetische Sexualhormone nachweisbar. Allerdings wurde das Phytoöstrogen Beta-Sitosterol in Konzentrationen von 20 bis 60 ng/L in fünf von 15 Trinkwasserproben gefunden. Die Autoren vermuten, daß Beta-Sitosterol durch bestimmte Reinigungsprozesse bei der Wasseraufbereitung (Bodenpassage, Filterstufen mit „biologischem" Bewuchs) in das Wasser eingetragen wird.

Bezüglich des Vorkommens von Arzneimitteln im Grundwasser liegen bisher erst wenige Untersuchungen vor. Dabei konnten Östradiol und 17-Ethinylöstradiol in Brunnen in unterschiedlichen Tiefen (bis 100 m) nachgewiesen werden (RÖMBKE et al., 1996).

2.3.1.2 Punktuelle Einträge

2.3.1.2.1 Altlasten

86. Punktuelle Eintragsquellen von Schadstoffen sind vor allem die Altablagerungen und Altstandorte (vgl. SRU, 1995; 1990). KERNDORFF et al. (1993) haben 37 sogenannte Hauptkontaminanten von durch Altlasten beeinflußten Grundwässern identifiziert. Dazu wurden Grundwässer in der Umgebung von insgesamt 244 Altablagerungen und 40 Altstandorten analysiert. Allerdings wurde mit Bezug auf die Untergrundbeschaffenheit der Meßstandorte lediglich zwischen Lockergestein (205 Altablagerungen, 24 Altstandorte) und Festgestein (39 Altablagerungen, 16 Altstandorte) unterschieden. Für 37 organische Verbindungen (sog. Hauptkontaminanten) liegen die Meßwerte bei mehr als drei Prozent der untersuchten Proben über der Nachweisgrenze (Tab. 2.3.1-12). Bei diesen Stoffen handelt es sich vornehmlich um chlorierte organische Verbindungen (20 von 37 Stoffen).

2.3.1.2.2 Störfälle und Unfälle

87. Durch Störfälle in Industrieanlagen und durch Unfälle wie zum Beispiel von Gefahrguttransporten kann prinzipiell jeder der über 100 000 verschiedenen Stoffe, die zur Zeit in Verkehr sind, in Boden und Grundwasser gelangen.

Störfälle

88. Störfälle in Industrieanlagen sind nach der Störfall-Verordnung (12. BImSchV vom 20. September 1991 – BGBl. I, 1891 –, geändert durch VO vom 26. Oktober 1993 – BGBl. I, 1782, 2049) zu melden. Die Unterlagen zu diesen Ereignissen werden bei der Zentralen Melde- und Auswertestelle für Störfälle und Störungen in verfahrenstechnischen Anlagen (ZEMA) gesammelt und ausgewertet. In Jahresberichten werden Art und Anzahl der Störfälle dargestellt (Tab. 2.3.1-13), wobei nicht in allen Fällen die beteiligten Stoffe angegeben wurden. Die Angaben in den Jahresberichten der ZEMA sind nicht detailliert genug. Sie lassen derzeit keine Rückschlüsse auf eine mögliche Gefährdung des Bodens und des Grundwassers zu. Es handelt sich bei den freigesetzten Stoffen überwiegend um flüchtige Verbindungen, die primär die Luft belasten. Allerdings können diese Stoffe aus der Atmosphäre zum Beispiel mit dem Niederschlag wieder ausgewaschen werden und auf diese Weise auch in Boden und Grundwasser gelangen.

Tabelle 2.3.1-12

Hauptkontaminanten in durch Altlasten (n=284) beeinflußten Grundwässern

Parameter	NWG [1] [µg/L]	Anzahl der Meß-werte [2]	Anzahl unter NWG	NWH [3] [%]	Mittel-wert [µg/L]	50-Per-zentil [µg/L]	75-Per-zentil [µg/L]	Maximum [µg/L]
Tetrachlorethen	0,1	277	195	*70,4*	56,1	1,4	3,7	6 500,0
Trichlorethen	0,1	277	154	*55,6*	1 010,0	2,3	11,0	128 000,0
cis-1,2-Dichlorethen	4,0	153	46	*30,1*	2 100,0	166,0	1,15	411 000,0
Benzol	1,0	127	38	*29,1*	141,0	13,5	38,0	1 795,0
1,1,1-Trichlorethan	0,1	206	47	*22,8*	16,5	1,0	7,4	270,0
m-, p-Xylol	0,1	92	21	*22,8*	39,9	2,8	4,9	447,0
Trichlormethan	0,1	236	52	*22,0*	76,2	1,4	10,1	2 800,0
1,2-Dichlorethan	5,0	16	3	*18,8*	107,0	<5,0	<5,0	210,0
Vinylchlorid	1,0	136	24	*17,7*	1 690,0	99,5	1 950,0	12 000,0
Toluol	0,1	127	21	*16,5*	73,2	3,5	11,0	911,0
Dichlormethan	10,0	114	17	*14,9*	38 100,0	438,0	16,80	499 000,0
Tetrachlormethan	0,1	201	29	*14,4*	1,2	0,2	0,3	23,0
4-Methylphenol	1,0	124	17	*13,7*	42,0	8,6	20,7	283,0
Chlorbenzol	0,1	93	12	*12,9*	52,9	2,3	6,5	388,0
2-Methylphenol	0,5	124	16	*12,9*	10,0	5,9	9,2	63,3
1,2-Dichlorbenzol	0,1	90	11	*12,2*	1,4	0,9	2,1	6,6
1,4-Dichlorbenzol	0,1	90	11	*12,2*	31,9	2,2	37,5	265,0
Naphthalin	0,1	124	15	*12,1*	2,2	1,1	2,1	12,6
Ethylbenzol	0,1	124	14	*11,3*	32,2	4,4	62,5	160,0
o-Xylol	0,1	127	12	*9,5*	13,8	4,7	19,6	69,0
2,4,6-Trichlorphenol	0,1	124	11	*8,9*	3,2	0,6	1,5	24,1
3,5-Dimethylphenol	0,1	124	10	*8,1*	16,2	6,9	35,6	61,0
Phenol	0,1	124	10	*8,1*	2,2	1,5	3,6	5,6
1,1,2-Trichlorethan	0,5	140	11	*7,9*	36,0	3,0	70,0	190,0
1,3-Dichlorbenzol	0,1	90	7	*7,8*	11,5	1,1	38,2	74,0
trans-1,2-Dichlorethen	5,0	134	10	*7,5*	57,1	50,0	95,0	135,0
Cumol	0,1	90	5	*5,6*	2,4	3,1	4,5	4,7
1,1-Dichlorethan	10,0	130	7	*5,4*	52,7	53,0	90,0	110,0
Acenaphthen	0,1	124	6	*4,8*	6,3	1,3	17,1	32,0
2,4-Dichlorphenol	0,1	124	6	*4,8*	3,5	0,9	9,6	17,2
3-Chlorphenol	0,1	124	6	*4,8*	12,7	12,3	20,8	22,8
p-Cymol	0,1	90	4	*4,4*	1,9	1,5	2,6	3,5
2-Ethyltoluol	0,1	90	4	*4,4*	0,6	0,6	0,8	1,0
2,4,5-Trichlorphenol	0,1	127	5	*3,9*	7,1	1,3	16,6	31,9
Mesitylen	0,1	90	3	*3,3*	1,7	<0,1	<0,1	4,0
Phenanthren	0,1	124	4	*3,2*	1,5	0,6	2,6	4,4
Tribrommethan	1,0	130	4	*3,1*	3,0	2,5	4,5	6,0

[1]) Nachweisgrenze
[2]) Es handelt sich zum Teil um Mittelwert-Analysen, deshalb Anzahl der Meßstellen
[3]) Analytische Nachweishäufigkeit

Quelle: KERNDORFF et al., 1993

Tabelle 2.3.1-13

Freigesetzte Stoffmengen bei gemeldeten Störfällen (n=6) und Störungen des bestimmungsgemäßen Betriebs (n=21) im Jahre 1995

Ereignisstoff	freigesetzte Stoffmenge je Störfallereignis in kg
Ethylenoxid	Spuren
Ethanolamin	400
Ammoniak	10 bis 2 000
Mercaptane	ca. 1 bis 2
Cyanwasserstoff	< 0,03
Chlor	2,5 bis ca. 100
Wasserstoff	keine Angaben
brennbare Gase	ca. 17 000 m³
entzündliche Flüssigkeiten	17 000
leicht entzündliche Flüssigkeiten – oberhalb des Siedebereiches	74 000
Schwefeltrioxid	ca. 500
Chlorwasserstoff (verflüssigtes Gas)	ca. 10 bis 90
Stickstoffdioxid	keine Angaben
Stickstoffoxide	ca. 25 (gesamt)
Stoffe und Zubereitungen, als „giftig" eingestuft	≥ 150

nach ZEMA, 1996

Unfälle

89. Daten über Unfälle bei Transport und Lagerung von wassergefährdenden Stoffen werden auf der Grundlage des Gesetzes über Umweltstatistiken (§ 2 Abs. 1 Nr. 7 in Verbindung mit § 9 und § 2 Abs. 1 Nr. 8 in Verbindung mit § 10 UStatG) im Umweltbundesamt erfaßt und jährlich in einem Bericht veröffentlicht.

Die Anzahl der Unfälle ist zwischen 1989 und 1995 sowohl bei der Lagerung als auch beim Transport zurückgegangen. Die Anzahl der Unfälle bei der Lagerung war dabei immer etwa doppelt bis dreifach so hoch wie die Anzahl der Unfälle beim Transport. Die bei den Unfällen ausgelaufenen Volumina schwanken von Jahr zu Jahr, und es kann kein Trend ausgemacht werden. Sowohl bei der Anzahl der Unfälle als auch bei den ausgelaufenen Volumina handelt es sich vor allem um leichtes Heiz- und Dieselöl sowie sonstige organische Stoffe, unter denen andere Mineralölprodukte (nicht weiter spezifiziert), Altöl, organische Säuren, Benzol und sonstige organische Stoffe subsumiert sind (Tab. 2.3.1-14).

90. Die Statistik der absoluten Unfallzahlen läßt keine Rückschlüsse auf Gefahrenschwerpunkte und Unfallwahrscheinlichkeiten sowie eine qualitative und quantitative Bewertung des Gefährdungspotentials für das Grundwasser zu. Detaillierte Untersuchungen zeigen, daß 1992 insgesamt 1 505 Mio. t Güter in Deutschland transportiert wurden, wovon 413 Mio. t (27,5 %) als wassergefährdende Stoffe einzuordnen waren (StBA, 1995). Der Gesamttransport aller Güter sowie der Transport wassergefährdender Stoffe wurde für die verschiedenen Transportmittel getrennt dargestellt (Tab. 2.3.1-15). Über Rohrfernleitungen werden – im Gegensatz zu den anderen Transportarten – ausschließlich wassergefährdende Stoffe transportiert.

2.3.1.2.3 Kanalisation

91. Die Abwasserbeseitigung und den Betrieb von Abwasseranlagen regelt § 18a Abs. 1 Wasserhaushaltsgesetz. Danach darf Abwasser nur in der Weise beseitigt werden, daß das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird. Unter Beseitigungsaufgaben werden dabei unter anderem das „Sammeln, Fortleiten, Behandeln, Einleiten, Versickern, Verregnen und Verrieseln von Abwasser" verstanden. Die technischen Anforderungen an Bau und Betrieb von *Abwasserkanalisationen* sind durch technische Regelwerke und Rechtsvorschriften konkretisiert (zum Beispiel DIN 4033, ATV-Arbeitsblatt A 139, ATV-Merkblatt M 143).

In der Vergangenheit war die Überwachung des Zustands der Abwasserkanäle nicht ausreichend. In den letzten zehn Jahren wurde erkannt, daß ein Teil der Abwasserkanäle undicht ist und beträchtliche Mengen an Abwasser austreten und im Untergrund versickern. Nach Schätzungen sind etwa 22 % des circa 310 000 km langen öffentlichen Kanalbestandes in den westlichen Ländern schadhaft (Tab. 2.3.1-16; HAGENDORF und KRAFFT, 1996). Neben dem öffentlichen gibt es ein etwa drei- bis vierfach so großes privates Abwasserkanalnetz. Über dessen Zustand existieren keine konkreten Angaben (DOHMANN und HAUSSMANN, 1996).

92. Verschiedene Schätzungen zu den jährlich über Leckagen aus dem Abwasserkanalsystem der westlichen Länder auslaufenden Abwassermengen bewegen sich zwischen 33 Mio. m³ und 790 Mio. m³ pro Jahr, wobei die meisten Angaben zwischen 300 Mio. m³ und 400 Mio. m³ liegen (DOHMANN und HAUSSMANN, 1996; HAGENDORF und KRAFFT, 1996; DECKER und MENZENBACH, 1995; DOHMANN, 1995; EISWIRTH und HÖTZL, 1995). Die tatsächlich austretende Abwassermenge wird von vielen Parametern beeinflußt. So sind zum Beispiel Anzahl, Größe und Lage (Scheitel oder Sohle) des Lecks im Kanalrohr sowie die Füllhöhe wichtig. Die Füllhöhe von Mischkanalisationen, über die auch der Regenwasserabfluß in Siedlungen erfolgt, ist stark von den Witterungsverhältnissen abhängig. Auch die Lage zum Grundwasserspiegel ist von Bedeutung, da defekte Kanäle, die zeitweise oder ganz im Grundwasser liegen, einen Dränageeffekt haben können, das heißt, sie nehmen Grundwasser auf und senken den Grundwasserspiegel ab (DECKER und MENZENBACH, 1995; EISWIRTH und HÖTZL, 1995; HÄRIG und MULL, 1992).

93. Die Abschätzung des Schadstoffaustrages aus Abwasserkanalisationen und dessen Auswirkung auf

Tabelle 2.3.1-14

Anzahl der Unfälle und ausgelaufene Volumina bei Lagerung und Transport wassergefährdender Stoffe für die Jahre 1989 bis 1991 und 1994 bis 1995

	anorganische Stoffe insgesamt	sonstige organische Stoffe	schweres Heizöl	leichtes Heizöl und Dieselöl	Vergaser-kraftstoff	Gesamt
Lagerung						
Anzahl der Unfälle						
1989[1])	44	202	31	859	43	*1 170*
1990[1])	43	251	49	886	59	*1 294*
1991[2])	31	231	32	804	58	*1 188*
1994[3])	32	175	18	756	31	*1 016*
1995[3])	31	179	27	660	26	*926*
Ausgelaufenes Volumen in m^3						
1989[1])	64,2	1 962,3	87,4	662,3	9,8	*1 601*
1990[1])	52,3	765,4	220,4	603,8	18,6	*1 664*
1991[2])	111,6	559,5	312,5	595,5	18,2	*2 799*
1994[3])	27,0	2 480,0	62,6	586,8	15,6	*3 173*
1995[3])	78,5	1 228,2	66,9	485,2	22,4	*1 882*
Transport						
Anzahl der Unfälle						
1989[1])	41	144	26	218	29	*468*
1990[1])	62	130	27	195	18	*435*
1991[2])	62	142	27	210	25	*458*
1994[3])	40	125	24	193	19	*391*
1995[3])	34	109	9	175	14	*342*
Ausgelaufenes Volumen in m^3						
1989[1])	128,9	278,4	132,1	209,8	997,12	*1 322*
1990[1])	242,7	446,4	19,4	212,4	108,5	*1 029*
1991[2])	650,8	267,9	90,8	244,7	67,2	*1 740*
1994[3])	480,3	364,3	13,4	407,8	210,7	*1 477*
1995[3])	26,0	1 372,5	23,6	404,2	30,2	*1 857*

[1]) westliche Länder einschließlich Berlin (West)
[2]) westliche Länder einschließlich Berlin (Ost und West)
[3]) Deutschland (westliche und östliche Länder)
nach UBA, 1993 und StBA, 1997, 1996

Boden und Grundwasser gestaltet sich aufgrund zusätzlicher Einflußparameter noch schwieriger als die Abschätzung der ausgetretenen Abwassermenge. Wird beispielsweise die exfiltrierte Abwassermenge als feste Größe angenommen, so werden Art und Konzentration der austretenden Stoffe bestimmt durch die Abwasserzusammensetzung im Kanal. Die tatsächlich austretende Abwassermenge und der Stoffeintrag in den Untergrund werden durch die Rohrbettung und die Durchlässigkeit des umgebenden Substrats beeinflußt. Die Rückhaltung der Stoffe und deren Abbau sind abhängig von der Sorptionskapazität der Substrate, dem Verhalten der Stoffe während der Untergrundpassage und dem Abstand des Kanals vom Grundwasserspiegel (HAGENDORF und KRAFFT, 1996).

94. Die Zusammensetzung des Abwassers eines bestimmten Kanalgebietes steht in engem Zusammenhang mit der Flächennutzung. HAGENDORF und KRAFFT (1996) unterscheiden daher zwischen „Niederschlagswasser", „Schmutzwasser" und „industriell-gewerblichem Schmutzwasser" (Tab. 2.3.1-17). Die Schadstoffkonzentrationen im Niederschlags-

Tabelle 2.3.1-15

Verteilung des Gütertransportes auf die verschiedenen Verkehrszweige

Verkehrszweig	Transport aller Güter		Transport wassergefährdender Stoffe		
	Mio. t	Anteil am gesamten Gütertransport [%]	Mio. t	Anteil am gesamten Transport wassergefährdender Stoffe [%]	Anteil am Transport der Gesamtgüter im jeweiligen Verkehrszweig [%]
Straßenverkehr ...	602	*40*	82	*20*	*13,6*
Schienenverkehr .	359	*24*	67	*16*	*18,7*
Binnenschiffahrt ..	230	*15*	59	*14*	*25,7*
Seeschiffahrt	178	*12*	71	*17*	*40,0*
Rohrfernleitungen	134	*9*	134	*32*	*100,0*
insgesamt	1 505	*100*	413	*100*	*27,5*

Quelle: UBA, 1996

Tabelle 2.3.1-16

Schätzungen zum öffentlichen Kanalbestand in den westlichen Ländern (1993)

Kanallänge, gesamt
ca. 310 000 km

Entwässerungsart	Prozent	**Werkstoff**	Prozent
Mischsystem	55	Beton	45
Trennsystem	45	Steinzeug.................	45
		Mauerwerk	7
Alter in Jahren	Prozent	**Durchmesser in mm**	Prozent
zwischen 25 und 50	54	bis 300	50
zwischen 50 und 75	26	300 bis 500	15
zwischen 75 und 100	12	500 bis 800	20
älter als 100	1	800 bis 1 200	10
Schadanteil	Prozent	**Schadtypen**	Prozent
gesamt	22	Abflußhindernisse [1])	10
		Schäden an Rohrverbindungen [2])	10
		Lageabweichungen	20
		Risse [3])	23
		Schäden an Anschlüssen [4]) ..	28

[1]) Ablagerungen, Wurzeleinwuchs
[2]) Undichtigkeiten
[3]) incl. Scherbenbildung, fehlende Scherben
[4]) nicht fachgerecht eingebaute Stutzen

nach HAGENDORF und KRAFFT, 1996

wasser werden unter anderem bestimmt von der Dauer der vorangegangenen Trockenwetterperiode, der Verkehrsdichte im Einzugsgebiet, der atmosphärischen Deposition, Art und Häufigkeit der Straßenreinigung sowie den Abflußverhältnissen. In der Regel weist das Niederschlagswasser relativ geringe Schadstoffkonzentrationen auf, die unter denen häuslicher Schmutzwässer liegen.

Die häuslichen Schmutzwässer bestehen hauptsächlich aus biologisch abbaubaren organischen Bestandteilen, Nährstoffen und Anionen. Die Konzentration

Tabelle 2.3.1-17

Abwasserbeschaffenheit unterschiedlicher Herkunftsbereiche, differenziert nach rechtlichen Vorgaben

Herkunftsbereiche / Parameter	pH	LF[1] [mS/m]	CSB[2] [mg/L]	TOC[3] [mg/L]	AOX[4] [mg/L]	Chlorid [mg/L]	Sulfat [mg/L]	Nitrat [mg/L]	NH_4^+[5] [mg/L]	N_{ges}[6] [mg/L]	$PO_{4,ges}^{3-}$[7] [mg/L]	P[8] [mg/L]	Bor [mg/L]	Na^+[9] [mg/L]
Anforderungen an industriell/gewerbliches Schmutzwasser														
Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift			40–750		1									
Indirekteinleiter-Verordnungen					0,5									
Arbeitsblatt A 115 der Abwassertechnischen Vereinigung	6,5–10				1		600	100–200 1)				50		
Regenwasser														
Oberflächenabfluß frachtgewichtet	7,5		91	28				7,8	2,9		1,7			
Oberflächenabfluß frachtgewichtet			49					0,09	0,26		1,5			
Oberflächenabfluß frachtgewichtet			118						1,15		0,35			
Regenwasserkanal ?	7,3		47–120						1,02		0,3–1,7			
Häusliches Schmutzwasser														
Durchschnitt	7,6	80	440–570	190	0,1–0,3	80				50–100		19	2	80
70 bis 100 EGW[10] Median, n = 8	8,2	95	650	220	0,04	47		4,4	52	50	22			
170 EGW Median, n = 35	7,6	62	510	110	0,086					46		7,7		33
550 EGW Median, n = 8	7,7	184	760	210	0,069	100	130	2,2	170	130	38	13	2,1	110
Wohngebiete Mittelwert													1,3	
Industriell/gewerbliches Schmutzwasser														
Beschichtungsst., Lackharze Min-Max					0,064–3,8									
Lederherst., Pelzveredlung Min-Max					0,46–5									
Metallbe- und -verarbeitung Min-Max					0,015–22									
Druckereien, graph. Betriebe Min-Max					0,016–5,7									
Behandl. wässriger Abfälle Min-Max					2,6–10									

[1] Leitfähigkeit
[2] Chemischer Sauerstoffbedarf
[3] Gesamter org. gebundener Kohlenstoff
[4] Adsorbierbare org. gebundene Halogene
[5] Ammonium
[6] Gesamtstickstoff (Ammonium+Nitrat)
[7] Gesamtphosphat
[8] Phosphor
[9] Natrium
[10] EGW = Einwohnergleichwert

noch Abwasserbeschaffenheit unterschiedlicher Herkunftsbereiche, differenziert nach rechtlichen Vorgaben

Herkunftsbereiche / Parameter	Kalium [mg/L]	Magnesium [mg/L]	Calcium [mg/L]	Strontium [mg/L]	Barium [mg/L]	Aluminium [mg/L]	Blei [mg/L]	Kupfer [mg/L]	Zink [mg/L]	Cadmium [mg/L]	Chrom [mg/L]	Mangan [mg/L]	Eisen [mg/L]	Nickel [mg/L]
Anforderungen an industriell/gewerbliches Schmutzwasser														
Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift					2		0,5	0,5	1–3	0,1–0,2	0,5			0,5
Indirekteinleiter-Verordnungen							0,2	0,3	0,5	0,01	0,02			0,2
Arbeitsblatt A 115 der Abwassertechnischen Vereinigung					5		1	1	5	0,5	1			1
Regenwasser														
Oberflächenabfluß							0,3	0,14	0,44	0,004				0,035
Oberflächenabfluß							0,31	0,11	0,6	0,006				0,057
Oberflächenabfluß							0,25	0,12	0,62	0,006				
Regenwasserkanal							0,16–0,30	0,058–0,14	0,32–0,44	0,003–0,006				0,035
Oberflächenabfluß					0,038		<0,01	0,042	0,31	0,003	0,01			<0,01
Oberflächenabfluß					0,045		0,027	0,018	0,1	0,001	<0,01			<0,01
Oberflächenabfluß					0,143		0,35	0,23	0,94	0,008	0,014			0,01
Häusliches Schmutzwasser														
Durchschnitt	19	12–15	60–80	0,3	0,1–0,4	1–3	0,1	0,15	0,1–1	<0,005	0,03	0,3	2–4	0,04
70 bis 100 EGW Median, n = 8	40					0,51		<0,05	0,52			0,13	0,30	
170 EGW Median, n = 35	20	3,7	22	0,059	<0,05	0,86		0,55	0,22			0,13	0,55	
550 EGW Median, n = 8	63	14	52	0,25	0,064	<0,5	<0,05	0,05	0,36	<0,05	<0,05	0,12	1,3	<0,05
Wohngebiete Mittelwert					0,19		0,048	0,051	0,579	0,0009	0,007			0,005
Industriell/gewerbliches Schmutzwasser														
Galvanik I Min-Max							<0,05–0,48	0,088-7,9	0,11–4,9	<0,005–1,3	<0,01–4,6			<0,01–5,2
Galvanik II Min-Max							<0,05–13	<0,01–26	0,03–133	<0,005–0,56	<0,01–6,3			<0,01–6,2
Industrielles Abwasser Min-Max							bis 13,4	bis 26	bis 133	bis 1,25	bis 8,59			bis 7,3
Textilfärberei Min-Max								0,037	0,5	0,03	0,82			0,25
Pelzherstellung Min-Max								7	1,7	0,12	20			0,74
Wäschereien Min-Max								1,7	1,6	0,13	1,2			0,1
Getränkeindustrie Min-Max								2	3	0,003	0,18			0,22

Quelle: HAGENDORF und KRAFFT, 1996

des Summenparameters AOX (an Aktivkohle adsorbierbare organische Halogenverbindungen) und der Schwermetalle Blei, Kupfer, Zink, Chrom, Cadmium und Nickel liegen in der Summe meist unter 1 mg/L. Für die Einleitung von industriell-gewerblichem Schmutzwasser legen gesetzliche Regelungen wie die Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift auf Bundesebene sowie Indirekteinleiter-Verordnungen und Satzungen auf Landes- bzw. kommunaler Ebene konkrete Grenz- und Richtwerte fest (Tab. 2.3.1-17). In vielen Betrieben ist die Abwasservorbehandlung unzureichend, so daß zum Teil wesentlich höhere Schadstofffrachten in die Kanalisation gelangen als zulässig (HAGENDORF und KRAFFT, 1996).

95. Abwasserinhaltsstoffe werden häufig von dem Substrat adsorbiert, das den Kanal umgibt (HAGENDORF und KRAFFT, 1996). In vielen Substraten wurde bereits nach einer Diffussionsstrecke von 10 cm ein Konzentrationsrückgang im Sickerwasser auf 10 % der Ausgangsgehalte festgestellt. An der Schadstelle bildet sich eine Infiltrationsschicht mit hohem organischem Anteil von relativ geringer Mächtigkeit aus, die wesentlich zur Stoffelimination und -immobilisierung beiträgt. Allerdings können mobile Stoffe wie die Anionen Chlorid und Nitrat auch in größere Tiefen verfrachtet werden. Stoffeinträge sind besonders wahrscheinlich, wenn Grobsand oder Kies den Untergrund bilden, größere Schäden vorliegen und der Abstand zur Grundwasseroberfläche weniger als einen Meter beträgt.

96. Untersuchungen im Stadtgebiet Hannover zeigten, daß bei durchlässigem Untergrund nennenswerte Stoffmengen aus Kanalisationen ausgetragen werden können. HÄRIG und MULL (1992) schätzten die in Hannover jährlich aus dem 1 340 km langen Kanalnetz austretende Abwassermenge auf 5 bis 8 Mio. m³, während 14 bis 20 Mio. m³ Grundwasser in das Kanalnetz infiltriert werden. Da In- und Exfiltration jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen und auch vom Abstand der Kanalrohre zum Grundwasser abhängig sind (Exfiltration bei niedrigen Grundwasserständen in den trockenen Sommermonaten, Infiltration im Winter), kann es zeitweise zu Stoffausträgen kommen. Daraus lassen sich die spezifischen Stoffeinträge aus dem Abwasser in das Grundwasser ermitteln (Tab. 2.3.1-18).

Im Stadtgebiet von Hannover sind undichte Kanäle die größten Eintragsquellen für Sulfat, Chlorid und Stickstoffverbindungen. Neben den Schadstoffen gelangen auch Mikroorganismen mit dem Abwasser in den Untergrund. Mittels einer Modellrechnung konnte HÄRIG (1991; zitiert aus: HÄRIG und MULL, 1992) zeigen, daß sich bei geringem Abstand zwischen Leck und Brunnen sowie bei gut durchlässigen Schichten zwischen Kanal und Grundwasser die Keimzahl in einem Trinkwasserbrunnen durch versickerndes Abwasser erhöhen kann.

Tabelle 2.3.1-18

Spezifische Stoffeinträge aus dem Abwasser in das Grundwasser des Stadtgebietes Hannover (1992)

Parameter	spezifischer Eintrag (Masse pro Jahr und Hektar)
Ammonium	39 kg
Sulfat	160 kg
Chlorid	120 kg
Phosphat	13 kg
Kalium	20 kg
Bor	1 kg
Chlorierte Kohlenwasserstoffe	40 g
Cadmium	2 g
Chrom, Nickel	30 g
Kupfer	90 g
Blei	30 g
Zink	220 g

nach HÄRIG und MULL, 1992

2.3.1.3 Linienförmige Einträge

97. Entlang der Straßenverkehrswege kommt es infolge der bodennahen Emissionen von Abgasen aus Verbrennungsmotoren von Kraftfahrzeugen zu einer erhöhten Deposition von Schadstoffen. Entlang der Schienenverkehrswege sind vor allem die Einträge von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln von Bedeutung (s. a. Abschn. 2.3.1.1).

Weitere Belastungen für Böden und Grundwasser in der Nähe von Straßenverkehrswegen resultieren aus Abrieb von Fahrzeugreifen, Fahrbahnbelägen, Bremsbelägen und metallischen Bremsteilen, aus Tropfverlusten von Ölen, Schmierfetten, Kraftstoffen, Bremsflüssigkeiten, Frostschutz- und Wasch-/Reinigungsmitteln sowie aus Korrosionsprodukten der Fahrzeuge (ASCHERL, 1996; BT-Drs. 12/8270 vom 12. Juli 1994; GOLWER, 1991). Daneben sind noch diejenigen Stoffe zu erwähnen, die durch Unterhaltung der Straßen und Erhaltung der Verkehrssicherheit in die Umwelt gelangen. Hierzu zählen in erster Linie die Auftausalze sowie Markierungsfarben und Reinigungsmittel für Verkehrsschilder, Leitpfosten und so weiter (Tab. 2.3.1-19).

98. Die Konzentration von „straßenspezifischen" Schadstoffen in Böden sind einerseits vom durchschnittlichen täglichen Verkehrsaufkommen abhängig, andererseits von der Entfernung des Probennahmeortes zur Straße und der beprobten Bodentiefe. In unmittelbarer Straßennähe und in den obersten Bodenbereichen ist die Belastung am höchsten (JONECK und PRINZ, 1996; SRU, 1994; BT-Drs. 12/8270 vom 12.07.1994; GOLWER, 1991). Die Stoffe können über Fahrbahnabfluß, Spritzwassertransport und Windverdriftung transportiert werden (Abb. 2.3.1-5). Der etwa zwei Meter breite Bereich, der vom Fahrbahnabfluß erreicht wird, ist am stärksten kontaminiert. In diesem Bereich werden auch absetzbare und filtrierbare, größere Partikel (z. B. Abrieb) angereichert (JONECK und PRINZ, 1996; BT-Drs. 12/8270 vom 12. Juli 1994). Der Spritzwasserbereich ist etwa zehn Meter breit. Hier reichern sich sowohl mobile

Tabelle 2.3.1-19

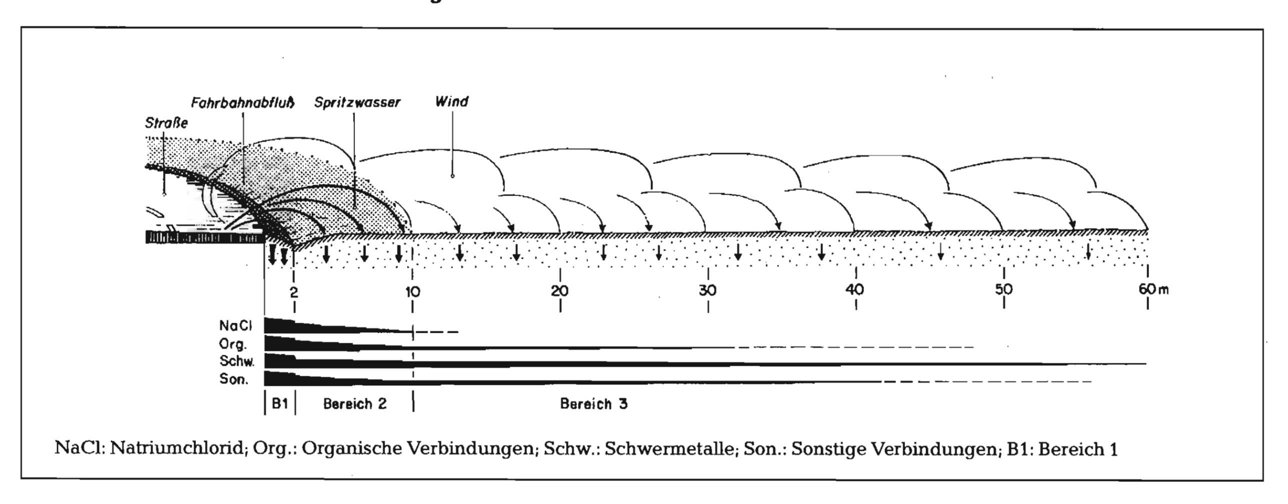
Herkunft straßenspezifischer Stoffe

Stoff oder Stoffgruppe	Herkunft
anorganische Hauptkontaminanten	
Natrium, Chlorid	Tausalze
Calcium, Magnesium, Silicium	Abrieb von Fahrbahndecken
Eisen, Mangan, Aluminium	Korrosionsprodukte von Karosserien
Phosphat	Waschmittel, Öladditive
Stickstoffverbindungen	Kfz-Abgase
anorganische Spurenstoffe	
Blei	bleihaltiges Benzin, Abrieb von Reifen und Bremsbelägen
Bor	Waschmittel
Cadmium	Reifenabrieb (Gummi)
Chrom, Kupfer, Nickel	Reifenabrieb, Asphalt
Titan	weiße Markierungsfarben
Platin und Platingruppenelemente (Palladium, Rhodium)	Abgaskatalysatoren
Vanadium	Kraftstoffzusätze
Zink	Motorenöl, Reifenabrieb
organische Schadstoffe	
mit Petrolether oder Tetrachlorkohlenstoff extrahierbare Stoffe	Öle und Fette aus Motorenöl, Getriebeöl, Unterbodenschutz, Bremsflüssigkeit und Schmierfetten
flüchtige aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe (hauptsächlich Benzol, Toluol, Xylole)	Abgase, Tropfverluste von Kraftstoffen
polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK, mehr als 150 Einzelstoffe)	hauptsächlich aus Abgasen, aber auch Tropfverluste von Kraftstoffen
Phenole	Schmierstoffe, Abgase
anionische Tenside	Reinigungsmittel
polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F)	Abgase (Verbrennungsprodukte der sog. Scavanger, chlor- und bromhaltiger Antiklopfmittel)
Summenparameter	
CSB (chemischer Sauerstoffbedarf)	organische Bestandteile von Frostschutzmitteln, Bremsflüssigkeiten, Reifenabrieb und Kraftstoffverlusten

nach KESTEL, 1996 und GOLWER, 1991

Abbildung 2.3.1-5

Belastung von Böden und Grundwasser durch Straßen



NaCl: Natriumchlorid; Org.: Organische Verbindungen; Schw.: Schwermetalle; Son.: Sonstige Verbindungen; B1: Bereich 1

Quelle: GOLWER, 1991

als auch immobile Schadstoffe im Boden an, so daß dieser Bereich als Schadstoffsenke oder treffender als Zwischenlager fungiert. Durch Versauerung pufferschwacher Böden oder durch sonstige Milieuveränderungen können festgelegte Stoffe wie Schwermetalle oder Aluminium wieder mobilisiert werden und in das Grundwasser gelangen. Durch Windverdriftung können die Stoffe über 50 m weit transportiert werden (BT-Drs. 12/8270 vom 12. Juli 1994; GOLWER, 1991).

99. Wie weit einzelne Schadstoffe transportiert werden und ob sie sich in den oberen Bodenschichten anreichern oder mehr oder weniger schnell in tiefere Bodenbereiche und in das Grundwasser gelangen, hängt vom Boden selbst und von den spezifischen Stoffeigenschaften ab. Wasserlösliche Bestandteile wie Natrium, Chlorid und Borat sind relativ mobil und können schnell ins Grundwasser gelangen, während schwerlösliche Metalle wie Platin, Cadmium und Blei im Boden in Abhängigkeit vom pH-Wert und den Redox-Verhältnissen angereichert werden. Für ihr Verhalten im Untergrund ist die vorliegende Bindungsform von entscheidender Bedeutung (JONECK und PRINZ, 1996; BRIECHLE, 1995; BT-Drs. 12/8270 vom 12. Juli 1994; GOLWER, 1991). Für Elemente wie Blei, Cadmium, Kupfer und Zink werden in Böden in der Nähe stark befahrener Straßen die Grenzwerte der Klärschlammverordnung zum Teil deutlich überschritten (JONECK und PRINZ, 1996).

Organische Schadstoffe liegen zum Teil nicht frei vor, sondern sind partikulär gebunden. Die Verlagerung von organischen Stoffen in tiefere Bodenschichten und ins Grundwasser ist abhängig von ihrer Wasserlöslichkeit und ihrer biologischen Abbaubarkeit sowie den hydrogeologischen und mikrobiologischen Standortbedingungen. Die partikulär gebundenen Stoffe werden mit den sie tragenden Partikeln transportiert und deponiert. Eine Freisetzung in Boden und Grundwasser ist ebenfalls stark von den jeweils herrschenden Bedingungen abhängig.

In von Straßen beeinflußtem Grundwasser können Parameter wie die elektrische Leitfähigkeit, der Abdampfrückstand, die Oxidierbarkeit (CSB, $KMnO_4$-Verbrauch), der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB_5), der gesamte organisch gebundene Kohlenstoff (TOC) und der gelöste organisch gebundene Kohlenstoff (DOC) erhöht sein.

100. Über die durch Verkehrswege eingetragenen Stoffmengen liegen keine Daten vor. Das Büro für Technikfolgenabschätzung beim Deutschen Bundestag hat abgeschätzt, daß insgesamt eine Fläche von etwa 50 km^2 durch den Straßenverkehr hochgradig belastet ist. Der Boden dieser Flächen ist vor allem in den oberen 10 cm stark belastet. Daraus ergibt sich ein belastetes Bodenvolumen von 5 Mio. m^3 (BT-Drs. 12/8270 vom 12. Juli 1994).

Lediglich zur verwendeten Streusalzmenge gibt es Daten. Diese ist in den sechziger Jahren kontinuierlich angestiegen und unterliegt seitdem drastischen Schwankungen, je nach Dauer und Anzahl der Frostperioden (200 bis 800 kt pro Jahr auf Bundesautobahnen und Bundesstraßen in Deutschland; für Landes- und Kommunalstraßen gibt es keine übergreifenden Statistiken). Rückgänge beim Streusalzeinsatz werden durch das wachsende Straßennetz teilweise wieder aufgehoben (BT-Drs. 12/8270 vom 12. Juli 1994; GOLWER, 1991).

101. Inwieweit neben den stofflichen Einträgen auch die Einträge von Mikroorganismen und Viren nicht nur in Gewässer, sondern auch in das Grundwasser relevant sind, muß geprüft werden. Die Faktoren, die den Eintrag beeinflussen, sowie potentiell eintragbare humanpathogene Mikroorganismen und Viren können generell spezifiziert werden (s. folgenden Abschn.).

2.3.2 Einträge von Mikroorganismen und Viren

102. Inwieweit Einträge von Mikroorganismen und Viren in das Grundwasser problematisch sind, ist bisher kaum untersucht worden. Dem Umweltrat erscheint es aber notwendig, darauf hinzuweisen, daß diese Einträge insbesondere in oberflächennahe Grundwasserleiter möglich sind. Damit verbundene Auswirkungen sind derzeit aber nur aufgrund allgemeingültiger Analogieschlüsse über Wirkungen von Mikroorganismen und Viren auf Trinkwasser aus Oberflächengewässern abzuschätzen.

103. Unter dem Begriff *Mikroorganismen* wird die Gesamtheit der Prokaryonten (Eubakterien und Archäbakterien) und Teile der Eukaryonten (Protozoen und Pilze) zusammengefaßt. *Viren* sind hochorganisierte Makromoleküle ohne eigenen Stoffwechsel, die sich nur mit Hilfe ihrer Wirtszellen vermehren können.

Wasser ist ein natürlicher Lebensraum für Mikroorganismen; ebenso kommen Viren und Viroide (freie Nukleinsäuren) vor. Die Mikroorganismen erfüllen wesentliche Funktionen in Oberflächen- und Grundwasser und werden im allgemeinen nicht als humanpathogen angesehen. Inwieweit dies für natürlicherweise vorkommende Mikroorganismen tatsächlich zutrifft, ist bisher allerdings kaum untersucht, ebenso wie das Verhalten eingetragener pathogener Keime und deren Einfluß auf die natürliche Mikroflora (DVWK, 1988).

2.3.2.1 Eintragspfade

104. Mikroorganismen und Viren können über verschiedene Pfade in Boden und Grundwasser gelangen. Ein bedeutender Eintragspfad ist das Einleiten von Abwässern in Oberflächengewässer. Von dort können die Mikroorganismen über Infiltration oder bei der Uferfiltratgewinnung ins Grundwasser gelangen. Eine weitere Möglichkeit ist der Eintrag über Wirtschaftsdünger und Klärschlamm. Lokal können Mikroorganismen durch Ausscheidungen von Weidevieh und wildlebenden Tieren eingetragen werden. Auch die direkte Entleerung der Sanitäranlagen von Zügen kann Quelle fäkaler Verunreinigungen oberflächennaher Grundwasserleiter sein (ALTMEIER et al., 1996).

2.3.2.1.1 Abwässer

105. Abwässer enthalten alle in menschlichen und tierischen Ausscheidungen vorhandenen Krankheitserreger. Hohe mikrobielle Konzentrationen finden sich zumeist in häuslichen Abwässern. Krankenhausabwässer zeigen keine erkennbar andere Zusammensetzung des Mikroorganismenspektrums. Es wird sogar häufig eine geringere Keimzahl infolge stärkerer Verdünnung wegen höheren Wasserverbrauchs beobachtet (BOTZENHART, 1997).

Die Konzentration von Mikroorganismen unterliegt im unbehandelten Abwasser Änderungen durch Verdünnung, Abkühlung, Sauerstoffeintrag und mikrobielle Stoffwechselvorgänge. Die Reduktion der Konzentration fäkal-oral übertragbarer humanpathogener Mikroorganismen im unbehandelten Abwasser dürfte jedoch unbedeutend sein, weil sie relativ hohe Überlebensraten in der Umwelt aufweisen (s. auch Tz. 110).

Dagegen wird ihre Konzentration durch die verschiedenen Verfahrensschritte der Abwasserbehandlung in zum Teil erheblichem Maße reduziert. Eine deutliche Konzentrationsabnahme erfolgt bereits bei den mechanischen Aufbereitungsschritten. Weitere Reduktionen finden bei der biologischen Aufbereitung und bei der Phosphatelimination durch Fällung statt. Bei einer modernen dreistufigen Kläranlage betragen die Reduktionsraten etwa 90 bis 99,5 %. Diese reichen aber bei weitem nicht aus, um die Konzentrationen von Krankheitserregern so weit zu reduzieren, daß die zulässigen Werte für Badegewässer oder die Angaben im Arbeitsblatt W 251 des Deutschen Vereins für das Gas- und Wasserfach (DVGW, 1996: Eignung von Wasser aus Fließgewässern als Rohstoff für die Trinkwassergewinnung) unterschritten werden. Deshalb ist als vierter Aufbereitungsschritt ein Desinfektionsverfahren nötig, das aber in den meisten Anlagen noch nicht angewendet wird. UV-Bestrahlung, oxidierende Desinfektionsmittel und Filtrationsverfahren ermöglichen eine Entkeimung ohne schädliche Nebenprodukte (BOTZENHART, 1997).

2.3.2.1.2 Fließgewässer

106. Die mikrobiologische Qualität von Fließgewässern und die Auswirkung auf das Grundwasser können wegen des Fehlens eines flächendeckenden mikrobiologischen Untersuchungsprogramms nur punktuell beurteilt werden. Zudem fehlt es an verbindlichen mikrobiologischen Qualitätskriterien. Das DVGW-Arbeitsblatt W 251 fordert beispielsweise, daß in 100 mL Oberflächenwasser maximal 50 gesamtcoliforme und maximal 20 fäkalcoliforme Keime beziehungsweise Fäkalstreptokokken nachweisbar sein dürfen. Als weiterer mikrobiologischer Qualitätsmaßstab für Oberflächenwasser kann die Badegewässerrichtlinie der EG dienen. Ihre Anforderungen werden – ebenso wie die durch den DVGW formulierten Forderungen – von den Fließgewässern in Deutschland überwiegend nicht erfüllt (BOTZENHART, 1997).

2.3.2.1.3 Wirtschaftsdünger

107. Im Jahre 1995 fielen in Deutschland 275,1 Mio. Tonnen Wirtschaftsdünger an (175,5 Mio. Tonnen Gülle, 82,6 Mio. Tonnen Mist und 17 Mio. Tonnen Jauche). In der Gülle finden sich Keimzahlen von 100 bis 1 000 KBE/mL (koloniebildende Einheiten), wobei nur ein geringer Anteil humanpathogen ist. Die wichtigsten humanpathogenen Keime aus der Tierhaltung sind die Bakterien *Escherichia coli*, *Salmonella enteritidis*, *Yersinia enterocolitica*, *Campylobacter jejuni*, *Listeria monocytogenes* und *Clostridium perfringens* sowie die Protozoen *Cryptosporidium parvum* und *Giardia lamblia*. Mit zunehmender Lagerungsdauer sinkt die Anzahl der Fäkalkeime in der Gülle. Nach circa vier bis sechs Monaten sind keine pathogenen Mikroorganismen mehr vorhanden. Im Festmist findet sich eine geringere Anzahl

humanpathogener Mikroorganismen als im Flüssigmist (Gülle, Jauche). Auch sind die Abtötungseffekte durch Selbsterhitzung im Festmist höher als im Flüssigmist (BOTZENHART, 1997).

2.3.2.1.4 Klärschlamm

108. Das Klärschlammaufkommen betrug in Deutschland im Jahre 1995 etwa 60 Mio. Tonnen mit einem Trockensubstanzanteil von 3 Mio. Tonnen. Etwa 25 bis 30 % der anfallenden Menge werden landwirtschaftlich verwertet (hauptsächlich aus kommunalen Kläranlagen, nur ein geringer Anteil aus industriellen Kläranlagen) (BOTZENHART, 1997). Klärschlämme können das gesamte Spektrum von Krankheitserregern menschlicher Herkunft enthalten und sind diesbezüglich wesentlich ungünstiger einzuschätzen als Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft. Die Krankheitserreger werden bei der Abwasserbehandlung in die Klärschlämme überführt und dabei in der Regel aufkonzentriert. Am häufigsten finden sich Salmonellen. Humanpathogene Viren mit langer Überlebensdauer in der Umwelt wie das Hepatitis-A-Virus und einige Enteroviren sind ebenso wie Wurmeier (Helminthen) nachgewiesen worden. Viren mit geringer Persistenz in der Umwelt wie das HI-Virus konnten in Klärschlämmen bisher nicht nachgewiesen werden. Im Abwasser allerdings sind HI-Viren über einige Stunden bis Tage stabil (CASSON et al., 1997). Die Überlebensdauer von Mikroorganismen im Klärschlamm liegt in der Regel im Bereich von Monaten, kann aber im Extremfall bei sporenbildenden Bakterien bei vielen Jahren liegen. Eine Desinfektion von Klärschlamm ist mit verschiedenen chemischen und physikalischen Verfahren möglich. Eine Erhitzung des Materials auf Temperaturen über 55 °C führt ebenso wie pH-Werte über 12 zur Reduktion der Belastung von Klärschlamm durch nicht sporenbildende Krankheitserreger (BOTZENHART, 1997). Im Vertrauen darauf, daß die Anwendungsverbote und Beschränkungen des § 4 Klärschlammverordnung eine mikrobielle Kontamination von Gemüse, Obst und Feldfutter sicher ausschließen, sind in der Klärschlammverordnung keine mikrobiologischen Untersuchungen vorgeschrieben. Ob dadurch jedoch auch das Grundwasser zuverlässig vor mikrobiellen Kontaminationen geschützt wird, muß geprüft werden.

2.3.2.2 Verhalten von humanpathogenen Mikroorganismen und Viren in der Umwelt

109. Da viele humanpathogene Mikroorganismen obligat parasitär sind, besitzen sie außerhalb des menschlichen Körpers, also auch im Wasser, nur eine relativ kurze Überlebensdauer, es sei denn, sie können in Dauerstadien, wie zum Beispiel Sporen,

Tabelle 2.3.2-1

Maximale Überlebensdauer einiger Mikroorganismen und Viren

Familie/Spezies	Überlebensdauer in Gewässern (max.)	Überlebensdauer unter boden- oder grundwasserähnlichen Bedingungen
Bakterien		
Clostridium tetani	Sporen überdauern viele Jahre	
Yersinia enterocolitica	300 Tage	466 Tage [1])
Salmonella typhi	183 Tage	230 Tage [1])
Escherichia coli		230 Tage [1])
Shigella dysenteriae	93 Tage	
Vibrio cholerae	92 Tage	
Leptospira interrogans	62 Tage	
Viren		
Echoviren	560 Tage	
Coxsackieviren	200 Tage	36 Tage, Standversuch
Hepatitis-A-Viren	156 Tage	
Polioviren	130 Tage	583 Tage [1])
Rotavirus SA-11		20 Tage, Standversuch
HI-Virus	6 Stunden	
Protozoen		
Cryptosporidium parvum		176 Tage (Oocysten)

[1]) im Porengrundwasserleiter bei einer Reduktion um sieben Zehnerpotenzen

nach BOTZENHART, 1997; CASSON et al., 1997; ROSE et al., 1997; BURGER, 1995

übergehen (Tab. 2.3.2-1; BURGER, 1995). Viren haben keinen eigenen Stoffwechsel, so daß sie außerhalb der Wirtszelle relativ anspruchslos sind und keine Nährstoffe benötigen. Daher behalten sie ihre Infektiosität meist länger als Mikroorganismen (BURGER, 1995; DUMKE und BURGER, 1995; DÜRRKOP, 1991).

110. Die Persistenz von Viren und von Mikroorganismen hängt hauptsächlich von der Wassertemperatur ab. Während humanpathogene Mikroorganismen bei höheren Temperaturen länger überleben, tolerieren Viren niedrigere Temperaturen. Lichteinwirkung, besonders im ultravioletten Bereich, bewirkt sowohl bei Mikroorganismen als auch bei Viren Konfigurationsänderungen und Fragmentierungen (Strangbrüche) der Nukleinsäuren. Auch der pH-Wert hat Einfluß auf das Überleben von Viren und Mikroorganismen im Wasser (Tab. 2.3.2-2).

Tabelle 2.3.2-2

Faktoren, die die Persistenz von Mikroorganismen in natürlichen Gewässern beeinflussen

Faktor	Effekt	Bemerkungen
Temperatur	Denaturierung von Proteinen und Nukleinsäure	wichtiger Faktor, humanpathogene Mikroorganismen persistieren länger bei höheren Temperaturen
Feuchtigkeit	längere Überlebenszeiten unter feuchten Bedingungen	Wasserrückhaltevermögen sandiger Böden geringer als das lehmiger Böden
pH-Wert	Beeinflussung der Nettoladung von Oberflächen der Bodenmaterialien und Mikroorganismen; Zunahme der negativen Nettoladung bei höherem pH-Wert	wichtiger Einflußfaktor, meist bevorzugen die Mikroorganismen Bereiche um pH 7,3
organische Substanzen	hohe Gehalte fördern Überleben der Mikroorganismen wegen erhöhtem Wasserrückhaltevermögen und erhöhter Adsorption	lösliche organische Verbindungen wie Huminsäuren können desorbierend wirken und damit den Schutz der Mikroorganismen aufgrund der Adsorption verringern
Bodenmaterialien	Zusammensetzung beeinflußt Sorption	siehe organische Substanzen
Salze, Ionengehalt	unterschiedlich, je nach Art; Kationen erhöhen Überlebensdauer aufgrund stabilisierender und sorptionsfördernder Effekte	Salzmangel kann zu Plasmolyse und Zelltod führen
Proteolytische Enzyme	Zerstörung der Zellmembran	Bsp.: *Bdellovibrio bacteriovorus* inaktiviert *Salmonella typhi, Shigella sonnei, Vibiro chloerae* und Polioviren
Redoxpotential	Hydroperoxidion	Wirkung von der Stellung der Mikroorganismen im Aerobier-Anaerobier-System abhängig
Phytoplankton	geben Hemmstoffe ab, die Mikroorganismen abtöten	Jahresminimum an Bakterien zur Zeit der „Wasserblüte"
Limnische Makrophyten	geben antimikrobielle Stoffe ab	Beschleunigung der Inaktivierung nur gering
Licht	Konfigurationsänderungen und Fragmentierung der Nukleinsäuren	Wirkung abhängig von der Trübung des Wassers und der Wassertiefe (nur bis 1 m)

nach BOTZENHART, 1997 und BURGER, 1995

Tabelle 2.3.2-3

Einflußfaktoren für das Überleben von Viren im Untergrund

Faktor	Einfluß auf Überleben	Beweglichkeit
Temperatur	Viren überleben länger bei niedrigen Temperaturen	Die Temperatur kann die Wasserbewegung beeinflussen, was sich auch auf die Viren auswirken kann
mikrobielle Aktivität	Einige Viren werden schneller in Anwesenheit bestimmter Mikroorganismen inaktiviert, allerdings kann die Adsorption an die Oberfläche von Bakterien protektiv wirken	unbekannt
Feuchtigkeitsgehalt	Einige Viren persistieren länger in feuchten als in trockenen Böden	Generell wird die Virenmigration unter den Bedingungen eines wassergesättigten Volumenstromes verbessert
pH-Wert	Die meisten Enteroviren sind im pH-Bereich von 3 bis 9 stabil; das Überleben ist meist im neutralen Bereich (ca. pH 7) verlängert	Generell erhöht ein geringer pH-Wert die Adsorption von Viren an Bodenpartikel, während ein hoher pH-Wert die Desorption fördert
Salze und deren Konzentration	Einige Viren werden durch bestimmte Kationen vor Inaktivierung geschützt, aber auch das Gegenteil wurde beobachtet	Generell erhöhen steigende Ionenkonzentrationen und steigende Kationenvalenzen die Virusadsorption
Virusadsorption im Boden	In vielen Fällen wird die Überlebensdauer von Viren durch Adsorption verlängert; aber auch das Gegenteil wurde beobachtet	Virenmigration wird verlangsamt oder verhindert
Virusaggregation	verbessert Überlebensdauer	Migration wird verlangsamt
Bodenart	Die Effekte auf die Überlebensdauer sind wahrscheinlich gekoppelt mit dem Grad der Virusadsorption	Grobtexturierte Böden erlauben eine bessere Migration als feintexturierte wie beispielsweise Lehmböden
Virusart	Die verschiedenen Virusarten unterscheiden sich in ihrer Empfindlichkeit gegenüber der Inaktivierung durch physikalische, chemische und biologische Faktoren	Die Adsorption im Boden ist wahrscheinlich mit den physikochemischen Unterschieden an der Oberfläche des Virus-Kapsids korreliert
organische Verbindungen	Die Anwesenheit von organischer Substanz kann Viren vor Inaktivierung schützen. Es wurde aber auch beobachtet, daß die Infektiosität reversibel beeinträchtigt werden kann	Lösliche organische Verbindungen konkurrieren um die gleichen Adsorptionsstellen im Boden wie Viren
hydraulische Bedingungen	unbekannt	Generell wird die Virusmigration erhöht mit steigenden Flußraten und „hydraulic loads"

Quelle: YATES und YATES, 1991; übersetzt

Tabelle 2.3.2-4

Ausgewählte Einflußfaktoren auf das Filtrationsverhalten von Mikroorganismen im Untergrund

Einflußfaktoren	Wirkungen
Korngrößenverteilung im Grundwasserleiter	Beeinflussung der Filtration
hydrodynamischer Durchmesser der Mikroorganismen und anderer Wasserinhaltsstoffe	Beeinflussung der Filtration und der Sedimentation
passiver Transport von Mikroorganismen und anderen Wasserinhaltsstoffen	Transport in Boden und Grundwasser
aktive Eigenbewegung von bestimmten Mikroorganismen	Transport in Boden und Grundwasser
Aggregation von Mikroorganismen durch extrazelluläre Substanzen und mikrobielle Strukturen (Bildung von Biofilmen)	Beeinflussung der Filtration
natürliche Mikroflora des Untergrundes und des Grundwassers	Elimination von pathogenen Mikroorganismen durch autochthone Mikroflora
nutzbares Porenvolumen	Beeinflussung der Abstandsgeschwindigkeit
Konfiguration der Porenkanäle	Beeinflussung des Adhäsionsverhaltens

Quelle: BOTZENHART, 1997

Tabelle 2.3.2-5

Ausgewählte Einflußfaktoren des Sorptionsverhaltens von Mikroorganismen im Untergrund

Einflußfaktoren	Wirkungen
Ladung der Bodenmatrix (z.B. anionische Komponenten wie Tonminerale und Huminsäuren; kationische Komponenten wie Al- und Fe-Oxide)	elektrostatische Wirkungen
Ladung von Wasserinhaltsstoffen	elektrostatische Wirkungen, Hemmung oder Förderung sorptiver Wirkungen
Adhäsionsmechanismen der Mikroorganismen (z. B. strukturgebunden wie bei Geißeln, extrazellulär wie bei schleimartigen Substanzen)	Einfluß auf Haftmechanismen der Mikroorganismen
(Oberflächen-)Ladung der Mikroorganismen (negative Nettoladung unter Grundwasserbedingungen)	elektrostatische Wirkungen
pH-Bedingungen	pH-Verschiebungen erzeugen (Netto-) Ladungsveränderungen von Bodenmatrix, Wasserinhaltsstoffen, Ladung der Mikroorganismen (u. U. mehrere isoelektrische Punkte bei Mikroorganismen, i. d. R. zunehmende Sorption bei abnehmenden pH-Werten)
hydraulische Bedingungen	Dispersion (Verteilung im Grundwasserstrom) und Geschwindigkeit beeinflussen die Wahrscheinlichkeit des Auftreffens von Mikroorganismen auf bestimmte Bodenkomponenten oder Wasserinhaltsstoffe

Quelle: BOTZENHART, 1997

Tabelle 2.3.2-6

Enteroviren- und Coliphagen-Konzentrationen in Wasser aus verschiedenen Behandlungsstadien bei der Wasseraufbereitung

WVA	Aufbereitungsstadium	Coliphagen			Enteroviren		
		Anzahl der positiven Proben	Mittlere Konzentration [cfu/L]	Minimum – Maximum [cfu/L]	Anzahl der positiven Proben	Mittlere Konzentration [mpncu/L]	Minimum – Maximum [mpncu/L]
A	Rohwasser	4/5	31	n. n.–113	3/5	0,20	n. n.–0,50
	gefiltertes Wasser	0/5	–	–	0/5	–	–
	Trinkwasser	0/5	–	–	0/5	–	–
B	Rohwasser	4/4	2 853	413–7 000	0/3	–	–
	nach der Flockung	4/4	1 304	274–4 000	2/3	0,05	n. n.–0,06
	primäres Reservoir	0/4	–	–	0/3	–	–
	Hauptreservoir	2/5	12	n. n.–21	0/4	–	–
	gefiltertes Wasser	0/5	–	–	0/4	–	–
	Trinkwasser	0/5	–	–	0/4	–	–
C	Rohwasser	6/6	4 895	34–24 000	6/6	1,4	–
	gefiltertes Wasser	6/6	1 212	11–5 000	1/6	0,24	–
	Infiltrat	0/6	–	–	1/6	0,01	–
	Trinkwasser	0/6	–	–	0/6	–	–
D	Rohwasser	6/6	11 167	1 000–21 000	6/6	2,24	0,19–3,70
	gefiltertes Wasser	5/5	104	53–222	1/6	0,24	n. n.–0,24
	Infiltrat	2/6	2	n. n.–4	1/6	0,01	n. n.–0,01
	über Aktivkohle gefiltertes Wasser	1/6	3	n. n.–3	0/6	–	–
	Trinkwasser	0/6	–	–	0/6	–	–
E	Rohwasser	3/3	7 507	520–15 000	3/4	1,05	n. n.–2,86
	Infiltrat	2/2	14	6–23	0/4	–	–
	nach Ozonung	0/3	–	–	0/4	–	–
	gefiltertes Wasser	0/3	–	–	0/4	–	–
	über Aktivkohle gefiltert	0/2	–	–	0/4	–	–
	Trinkwasser	0/3	–	–	0/4	–	–

n. n.: nicht nachweisbar; cfu: colony forming units (koloniebildende Einheiten); mpncu: most probable number of cytopathogenic units (wahrscheinlichste Anzahl zellpathogener Einheiten); WVA: Wasserversorgungsanlage

nach DUMKE und FEUERPFEIL, 1997

Weiterhin haben proteolytische Enzyme, die die Zellmembran zerstören können, Phytoplankton und limnische Makrophyten einen gewissen Einfluß auf die Überlebensdauer von humanpathogenen Mikroorganismen in Gewässern. Die Wirkung des Redoxpotentials hängt von der Stellung der jeweiligen Mikroorganismenart im Aerobier-Anaerobier-System ab.

Lösliche organische Substanzen und partikuläre Stoffe wirken stabilisierend auf Viren. Beinhalten die partikulären Stoffe allerdings bestimmte Metalle oder deren Oxide, können Viren auch inaktiviert werden (Tab. 2.3.2-2 und 2.3.2-3; BOTZENHART, 1997; BURGER, 1995; DÜRRKOP, 1991).

111. Der Transport von Mikroorganismen im Boden und tieferen Untergrund wird hauptsächlich von Filtration, Ad- und Desorption beeinflußt. Zusätzlich spielen auch das Absterbeverhalten sowie unter Umständen eine aktive Eigenbewegung oder die Anheftung mittels schleimbildender Substanzen eine Rolle. Filtration und Sorption werden durch verschiedene Faktoren beeinflußt (Tab. 2.3.2-4 und 2.3.2-5).

2.3.2.3 Vorkommen humanpathogener Mikroorganismen und Viren in Gewässern

112. Untersuchungen von deutschen Oberflächengewässern im Sommer und Herbst 1989 ergaben, daß in sieben von neun Gewässern (78 %) Cryptosporidium-Oozysten vorhanden waren. Die Oozysten-Konzentrationen variierten zwischen 70 und 4 100 Oozysten/100 L (GRONIK und EXNER, 1991).

In Untersuchungen zu Auftreten und Beseitigung von Parasiten bei der Trinkwasseraufbereitung in Deutschland wurden sechs Anlagen, die Oberflächenwasser aus Flüssen oder Talsperren zu Trinkwasser aufbereiten, einbezogen (SEITZ und KARANIS, 1997, 1994). Die Ergebnisse zeigen, daß sowohl *Giardia lamblia* als auch Cryptosporidium weitverbreitete Parasiten sind. Die in den untersuchten Wasserqualitäten (Rohwasser, Wässer aus verschiedenen Aufbereitungsstufen und Trinkwasser) festgestellten Parasitenkonzentrationen sind mit denjenigen vergleichbar, die aus USA und England berichtet worden sind. Die untersuchten Rohwässer waren zu 76,2 % (80 von 105 Proben) mit Giardien und Cryptosporidien kontaminiert. Die durchschnittlichen Konzentrationen lagen bei 88,2 Zysten pro 100 L für Giardien und bei 115,4 Oozysten pro 100 L für Cryptosporidium. Im Trinkwasser wurde überraschenderweise in 38,3 % der Proben (18 von 47) eine Kontamination mit einem oder beiden dieser Parasiten festgestellt. Die Konzentrationen lagen bei durchschnittlich 3,8 Zysten pro 100 L für Giardien und bei 3,2 Oozysten pro 100 L für Cryptosporidium. Zwar wurde durch die Aufbereitung die Parasitenkonzentration um fast zwei Zehnerpotenzen reduziert, jedoch ist bei hoher Ausgangskonzentration damit zu rechnen, daß genügend Erreger in das Trinkwasser gelangen können, um Infektionen auszulösen.

Das Wasser der gleichen Wasserversorgungsanlagen wurde auch auf das Auftreten von Enteroviren und Coliphagen untersucht. Obwohl in allen Rohwässern Coliphagen und in den meisten (bei vier von fünf untersuchten Anlagen) Enteroviren nachgewiesen werden konnten, waren alle aufbereiteten Trinkwässer praktisch coliphagen- und virenfrei (Tab. 2.3.2-6; DUMKE und FEUERPFEIL, 1997).

113. Die aufgeführten Untersuchungen geben erste Hinweise darauf, daß auch in Deutschland Infektionen mit trinkwassergetragenen Erregern auftreten können. Wie groß die Zahl der Betroffenen ist und ob die Infektionen wirklich über das Trinkwasser verursacht werden oder ob die Erreger über andere Pfade übertragen werden, muß Gegenstand intensiver Forschungsanstrengungen sein.

2.4 Strukturelle und physikalische Eingriffe in den Grundwasserhaushalt

2.4.1 Bauliche Eingriffe

Gewässerausbau und Veränderung der Grundwasserhydraulik

114. Die natürliche Dynamik vieler Fließgewässer wurde seit den Anfängen des 18. Jahrhunderts – bis heute anhaltend – teilweise erheblich verändert bzw. eingeschränkt, bis hin zur vollständigen Verlegung von Gewässerstrecken. Dieser Gewässerausbau stellt einen strukturellen Eingriff in den Wasserhaushalt dar, der sich vor allem auf die Linienführung der Wasserläufe, deren Längsgefälle und Querschnitt auswirkt. Viele ehemalige flußwasserbeeinflußte Lebensräume wurden dabei in Landwirtschafts-, Siedlungs- und Verkehrsflächen umgewidmet. Das verkehrstechnische Ziel des Gewässerausbaus war und ist es, durch eine weitgehend gestreckte (glatte) und gekürzte Linienführung der Fließgewässer deren Schiffbarkeit herauszustellen oder zu verbessern. Dabei wird die Abflußleistung erhöht. Als eine Folge davon gingen Retentionsräume verloren, und damit auch deren Funktion, Grundwasservorräte aufzufüllen.

Als Folgewirkungen dieser oft irreversiblen Eingriffe in die Fließdynamik der Oberflächengewässer ergeben sich auch Veränderungen der Grundwasserhydraulik. Nicht selten führen derartige Eingriffe regional über die Flußbetterosion/Sohlenvertiefung zu dauerhaften Absenkungen des Grundwasserspiegels. Da die Grundwasserabsenkung bei der Erschließung oder Erweiterung von Siedlungs-, Gewerbe- und Verkehrsflächen sowie bei der Gewinnung von Rohstoffen gewollt ist, werden nachteilige Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt, die Sicker- und Fließeigenschaften in der ungesättigten und gesättigten Zone sowie den Stoffhaushalt der Ökosysteme billigend in Kauf genommen. Umgekehrt würden heute viele Siedlungen bei einem Wiederanstieg des Grundwasserspiegels vernässen oder sogar in Seenlandschaften verwandelt werden (s. z. B. Bergbaugebiete im Ruhrgebiet, am Niederrhein, in der Lausitz oder in Mitteldeutschland).

115. In der Kulturlandschaft Deutschlands mit dichtbesiedelten Regionen und intensiver Land- und Forstwirtschaft sind fast ausnahmslos alle kleinen Wasserläufe durch bauliche Maßnahmen umgestaltet und überprägt. Die Umgestaltung wird zum Teil bis heute durch wasserbauliche Maßnahmen im Interesse der Landwirtschaft, d.h. im Zuge der Flurbereinigung, vollzogen. Sie beinhalten auch Ausbaumaßnahmen zur Verbesserung der Vorflutregelung. Dies führt zu nachhaltigen Veränderungen der Grundwasserhydraulik, und damit des Landschaftswasserhaushaltes ganzer Regionen, mit der Folge, daß großflächig Lebensräume verlorengehen.

Die Praxis im Landschaftswasserbau führt – trotz vielfältiger Rückbaubestrebungen – seit Jahrzehnten zu einschneidenden Umwandlungen natürlicher Fließ-

gewässer in naturfremde, wobei im Zuge einer ökologischen Bewertung (LÖLF, 1985) die kleinen Fließgewässer derzeit überwiegend den Klassen 1 (naturfremd) und 2 (naturfern) zuzuordnen sind (WOHLRAB et al., 1992).

116. Die Umgestaltung großer Flüsse und der Bau von Schiffahrtskanälen wirken sich weitaus großräumiger auf den Gebietswasserhaushalt aus, als dies bei kleinen Gewässern der Fall sein kann (zum Rheinausbau vgl. SRU, 1976, Abschn. 1.2.2 und 1.2.3 sowie Tz. 282–298).

Flußbegradigungen bewirken im allgemeinen eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeit und die Zunahme der Flußsohlenerosion (bei Lockersedimenten), mit der Folge, daß sich der Fluß tiefer in die Landschaft einschneidet und der Grundwasserspiegel im Einzugsgebiet sinkt (Tz. 153; SRU, 1976, Tz. 33–38).

Darüber hinaus wirken sich Ausbau, Kanalisierung und Eindeichung durch den Verlust an natürlichen Überflutungsflächen ebenfalls gravierend auf den Grundwasserhaushalt aus. Einem Rückbau zu natürlichen Gewässerstrukturen stehen aber so mannigfaltige wirtschaftliche Interessen vieler Akteure entgegen, daß ein stärker ökologisch orientiertes Flußmanagement heute unterbleibt.

Durch die erhöhte Abflußgeschwindigkeit nehmen die sogenannte Selbstreinigungskraft und das Stoffrückhaltevermögen der Flüsse streckenweise ab, da die Sedimentation in den Überschwemmungsgebieten und der mikrobielle Abbau im Wasser erheblich beeinträchtigt werden (LOZÁN und KAUSCH, 1996). In Grundwasserleitern, die mit Fließgewässern verminderter Selbstreinigungskraft kommunizieren, führt dies zu erhöhten Schadstofffrachten. Diese negativen Folgen lassen sich nur begrenzt vermeiden. Probleme, die sich aus konkurrierenden Nutzungsansprüchen und übergreifenden Interessen wie dem Schutz vor Hochwassergefahren ergeben, sollten im Sinne des Grundwasserschutzes gelöst werden (s. SRU, 1996b, Tz. 72 ff.).

117. Als Maßnahme, Hochwassergefahren vorzubeugen, werden in der Praxis häufig Hochwasserrückhaltebecken parallel zu den Ausbaumaßnahmen entlang der Flüsse errichtet. Der Fortfall von Retentionsräumen und des damit verbundenen Einflusses auf das Grundwasser kann mit Rückhaltebecken keineswegs ausgeglichen werden (SRU, 1976, Tz. 28).

Des weiteren führen die Flüsse bei Hochwasserereignissen infolge von Abschwemmung, ausgefallenen Kläranlagen usw. erhöhte Stofffrachten, die bei einer Überschwemmung nicht befestigter Flächen ins Grundwasser gelangen können. Außerdem besteht oft ein Unterlieger–Oberlieger-Konflikt der betroffenen Länder: Retentionsräume in Oberlieger-Gebieten zu fluten und dadurch eine Beeinträchtigung der Grundwasserqualität in Kauf zu nehmen entlastet die Unterlieger, die dafür den Oberlieger nicht unbedingt entschädigen.

118. Neben wasserbaulichen Maßnahmen an beziehungsweise parallel zu den großen Flüssen und Strömen werden künstliche Wasserstraßen (Kanäle) angelegt oder ausgebaut (s. Übersicht der Binnenschiffahrtsstraßen, Tab. 2.4-1). Diese Bauwerke können einerseits natürliche Gewässerlandschaften zerschneiden und schaffen andererseits künstliche, meist begrenzt wasserdurchgängige Verbindungen zwischen natürlichen Gewässern, und zwar sowohl stehenden als auch fließenden. Die Kanäle durchschneiden Höhenzüge und durchqueren Täler auf aufgeschütteten Dämmen. Dies führt dazu, daß Grundwasservorkommen in der Regel nachteilig beeinflußt werden.

119. Wenig bekannt ist der Zusammenhang zwischen Hochwasser und Grundwasserneubildung. Das Wasserrückhaltevermögen eines Einzugsgebietes ist die steuernde Größe für das Auftreten von Hochwässern. Die Standortverhältnisse, vor allem die Durchlässigkeit des Bodens, die Art der Bodennutzung, der Versiegelungsgrad (vgl. Tz. 153), steuern die Abflußdynamik. Durch strukturelle Eingriffe werden die natürlichen Funktionen häufig eingeschränkt. Mit Hilfe von Niederschlag-Abfluß-Modellen läßt sich belegen, daß von strukturellen Einflüssen weitgehend unbeeinträchtigte Böden die geringsten Abflußbeiwerte aufweisen (IHRINGER, 1996; DVWK, 1995; LUTZ, 1984) und die Gefahr von Hochwasserereignissen in solchen Gebieten entsprechend gering ist. Die Beeinträchtigungen des Grundwassers durch Gewässerausbau sind durchaus bekannt und sollen hier keineswegs als neues Problem herausgestellt werden. Der Umweltrat wiederholt aus den genannten Gründen seine bereits mehrfach gestellte Forderung, die Erhaltung und Wiederherstellung naturnaher Gewässerstrukturen verstärkt anzugehen.

Flächen- und linienhafte Veränderungen der Bodennutzungsstruktur

120. Im Rahmen struktureller Einwirkungen auf den Wasserhaushalt stellen die Überformung und die Versiegelung von Böden Nutzungseinflüsse dar, die sich überwiegend aus Siedlungstätigkeit ableiten lassen. Derzeit ist die Siedlungsfläche in der Bundesrepublik Deutschland zu rund 50 % versiegelt. Dies entspricht einem Anteil von 6 % (ca. 2 Mio. ha) der Gesamtfläche (DOSCH, 1996). Trotz umfangreicher Instrumente des Ordnungsrechts konnten die Ziele „Boden schonen" und „Fläche sparen" bislang nicht ausreichend umgesetzt werden. Dies ist während der vergangenen Jahre wesentlich auf die zunehmende Siedlungsdispersion zurückzuführen. Insgesamt stieg die Siedlungs- und Verkehrsfläche von 1950 bis 1993 um 1,3 Mio. ha, wobei die versiegelte Fläche in diesem Zeitraum um 0,7 Mio. ha zunahm. Grundsätzlich ist die Flächeninanspruchnahme mit dem Wirtschaftswachstum zu korrelieren (s. Abb. 2.4-1).

Schätzungen zur zukünftigen Neuversiegelung berücksichtigen die Neuversiegelung zusätzlicher Siedlungsfläche und die Nachverdichtungen in der bestehenden Siedlungsfläche abzüglich der Entsiegelungen. Entsprechend den Schätzungen der Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (BfLR, 1995) werden im Zeitraum von 1994 bis 2010 in den westlichen Ländern 4,9 Mio. Wohnein-

Tabelle 2.4-1

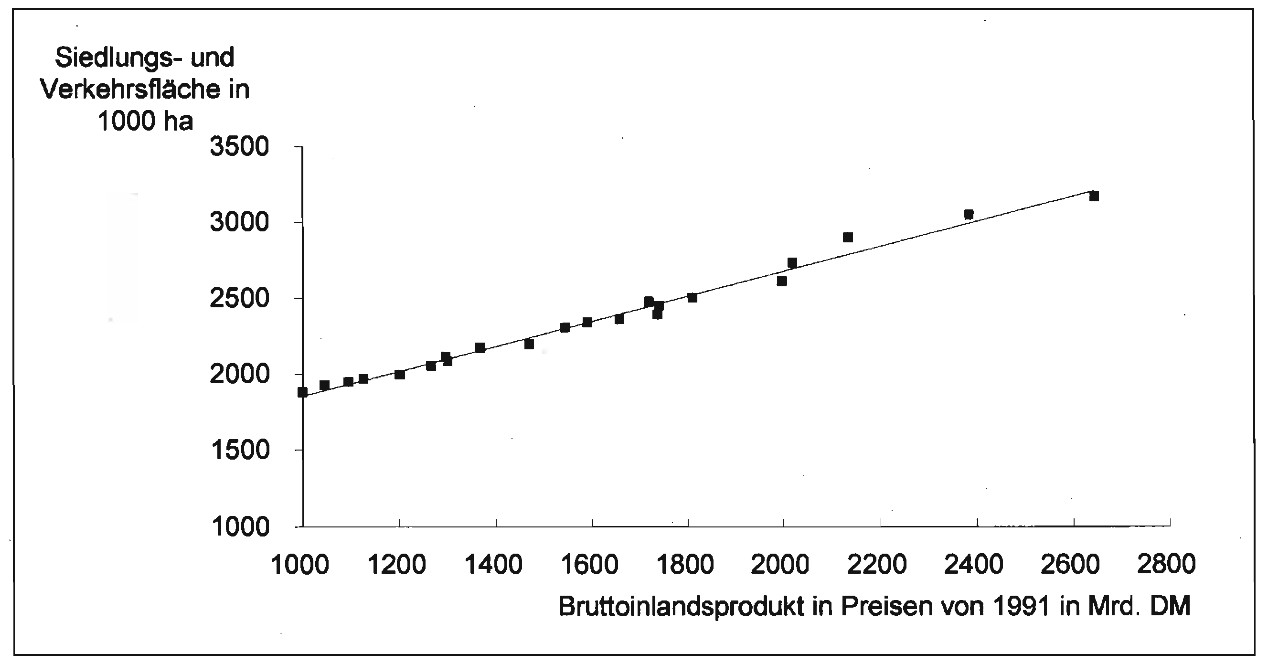
Hauptstrecken der Binnenschiffahrtstraßen und deren Ausbauzustand (Stand: September 1995)

Wasserstraße	Länge [km] [1])	davon [km]:			Kanal- bzw. Staustufen
		freie/geregelte Flußstrecke [2])	staugeregelte Flußstrecke	Kanal-strecke	
Berlin-Spandauer Schiffahrtskanal	12	–	–	12	1
Dahme-Wasserstraße	27	10	17	–	1
Datteln-Hamm-Kanal	47	–	–	47	2
Donau	211	70	141	–	6
Dortmund-Ems-Kanal	224	13	49	162	15
Elbe	607	589	18	–	1
Elbe-Havel-Kanal und Niegripper Verb.-Kanal	58	–	–	58	4
Elbe-Lübeck-Kanal und Kanaltrave	68	6	–	62	7
Elbe-Seitenkanal	115	–	–	115	2
Havelkanal	35	–	–	35	1
Havel-Oder-Wasserstraße einschließlich Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße und Westoder	150	14	39	97	5
Küstenkanal	69	2	–	67	2
Main	387	2	385	–	34
Main-Donau-Kanal	171	–	51	120	16
Mittellandkanal	388	–	5	383	13
Mosel	242	2	240	–	12
Neckar	203	4	199	–	27
Oder	162	162	–	–	–
Peene	96	96	–	–	–
Rhein inkl. der Wehrarme [3])	695	574	121	–	2
Rhein-Herne-Kanal	46	–	–	46	5
Ruhr	12	2	10	–	2
Saale	124	19	105	–	12
Saar	105	–	105	–	8
Spree-Oder-Wasserstraße	125	12	53	60	7
Teltowkanal	36	–	–	36	1
Untere Havel-Wasserstraße	148	20	110	18	6
Weser-Datteln-Kanal	60	–	–	60	6
Weser	346	204	142	–	8

[1]) nach festgelegter Kilometrierung,
[2]) nur mit Buhnen und Leitwerken geregelte Strecken,
[3]) wenn Hauptstrecke französisch
Quelle: VBW = Verein für europäische Binnenschiffahrt und Wasserstraßen e.V., Duisburg, 1995; verändert

Abbildung 2.4-1

Wirtschaftswachstum und Flächeninanspruchnahme zwischen 1960 und 1993



Quelle: RADERMACHER, 1998; übersetzt

heiten benötigt, davon rund 50 % als Ein- und Zweifamilienhäuser. In den östlichen Ländern wird der Bedarf auf 1,5 Mio. Wohneinheiten, davon 65 % als Ein- und Zweifamilienhäuser prognostiziert (Zeitraum 1991 bis 2010). Dieser Bedarf entspricht insgesamt einer zusätzlichen Flächeninanspruchnahme allein im Wohnbau von 300 000 bis 500 000 ha.

Einhergehend mit dem Wandel der Bodennutzung verändert sich auch die Bodenbedeckung. Umwandlungen von land- zu forstwirtschaftlicher Nutzung (sog. Erstaufforstung) oder Aufgabe landwirtschaftlicher Nutzung mit nachfolgender Brache, insbesondere aber eine Umwandlung ehemals land- oder forstwirtschaftlich genutzter Flächen zu Siedlungsbereichen wirken sich gravierend auf den Wasserhaushalt insgesamt aus. Flächeninanspruchnahme und Flächenversiegelung bewirken massive Veränderungen im Landschaftswasserhaushalt.

121. Im allgemeinen wird unter Flächenversiegelung eine mit baulicher Nutzung im Zusammenhang stehende Veränderung der Bodenoberfläche verstanden (BREUSTE et al., 1996; UBA, 1994a; BLUME, 1992). Darüber hinaus erfolgt eine Bodenversiegelung durch Abdichtung, Überdeckung, gezielte Bodenverdichtung und Aufschüttung oder Auffüllung. Hinsichtlich des Versiegelungstyps ist zwischen Überflur- und Unterflurversiegelung zu unterscheiden, wobei zunehmend die Unterflurversiegelung bei Tiefbauten und ähnlichem an Bedeutung gewinnt (s. Tab. 2.4-2 und -3).

Versiegelungen, beispielsweise durch Gebäude, wirken durch ihre Ausdehnung in den Untergrund (Keller, Tiefgarage) auf Boden- und Wasserhaushaltskennwerte in anderer Weise als zum Beispiel Verkehrswege und sind deshalb nach Ausmaß und Wirkungsgefüge getrennt zu beurteilen (vgl. UBA, 1994a). Flächenversiegelungen sind hinsichtlich ihrer Art, Ausformung und ihres Ausmaßes sowie der daraus resultierenden Folgen immer differenziert zu betrachten.

122. Standorte mit hohem Versiegelungsgrad verlieren nahezu vollständig ihre Funktion als Pflanzenstandort, Lebensraum von Organismen sowie als Filter und Speicher für Grundwasser. Indirekte Einflüsse ergeben sich darüber hinaus durch die Zerschneidung ehemals zusammenhängender Vegetationsflächen mit negativen Einwirkungen auf die Entwicklungsmöglichkeiten und Artenzusammensetzung von Biotopen. Einflüsse resultieren ferner aus dem Eintrag von Schadstoffen durch nutzungsspezifische Belastungen versiegelter Flächen in benachbarte, unversiegelte Areale.

Von den Auswirkungen auf den Wasserhaushalt sind vorrangig Veränderung des Bodenwasserhaushaltes, Verringerung der Grundwasserneubildung, Erhöhung des Oberflächenabflusses sowie Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit hervorzuheben. Veränderungen des Bodenwasserhaushalts betreffen die Vorgänge der Versickerung und der Verdunstung. Beide können je nach Oberflächengestaltung bis hin zur völligen Unterbindung beeinträchtigt werden (FLL, 1996). Eine Auffüllung des Porenvolumens der Böden mit Niederschlagswasser ist nicht mehr möglich. Durch Versiegelung scheiden Böden auch für Filterung, Pufferung und Transformation von Schadstoffen weitgehend aus.

Tabelle 2.4-2

Porosität (P) typischer Belagsarten

P	Belagsart
P = 1,0	Natürlicher Boden mittlerer Lagerungsdichte
0,6	Wassergebundene Decke (Schotterrasen, Kiesflächen) und Rasengittersteine auf natürlichem Boden
0,4	Mosaik- und Kleinpflaster mit großen offenen Fugen
0,3	Mittel- und Großpflaster mit offenen Fugen auf einem Sand-/Kiesunterbau
0,2	Verbundpflaster, Kunststein- und Plattenbeläge (Kantenlänge der Einzelkomponenten >16 cm)
0,1	Asphaltdecken, Pflaster- und Plattenbeläge mit Fugenverguß oder gebundenem Unterbau
0,0	Dachflächen von Gebäudeteilen unter oder über Geländeoberkante

Quelle: SCHULZE et al., 1984; verändert

Tabelle 2.4-3

Versickerungsanteile am Niederschlag für verschiedene Belagsarten

Belagsart	Versickerungs-anteil [%]
altes Betonverbundpflaster	40–70
Betongrasstein	60
neues Mosaikpflaster	55
unbefestigte Fläche	50
altes Mosaikpflaster	20–48
Rasen	42
Kunststeinplatten	16

Quelle: BMBau, 1988; verändert

123. Hinsichtlich der Daten zum aktuellen Ausmaß der Flächenversiegelung ist zu bemängeln, daß keine flächendeckende Erfassung des Versiegelungsgrades und der Versiegelungsart durchgeführt wird und zeitreihenanalytische Auswertungen daher fehlen. Bisher zugängliche Daten basieren auf Erhebungen einzelner Städte und Länder. Differenzierte Daten mit der Abgrenzung nach Siedlungstypologie und Wohnbebauung, Betriebs-, Erholungs- und Verkehrsflächen liegen nach Angaben der Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (DOSCH, 1996) nur für die Länder Hamburg, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und das Saarland vor. Inwieweit die zunehmende Versiegelung die Funktionen von Boden und Grundwasser gefährdet, ist nicht allgemeingültig zu beurteilen. Eine diesbezügliche Bewertung kann nur im Hinblick auf einzelne Funktionen (Lebensraum-, Regelungs-, Träger-, Kultur- und Produktionsfunktion) durchgeführt werden. Selbst wenn nur einzelne Funktionen betrachtet werden, erschwert die räumliche Heterogenität (u. a. Bodenart, Bodentyp, klimatische Wasserbilanz) stets allgemeingültige Aussagen, so daß zwangsläufig Einzelfallbewertungen notwendig werden.

Die Flächen- beziehungsweise Bodenversiegelung wirkt sich jedoch stets auf den Wasserhaushalt eines Raumes aus (CORDSEN, 1992), und zwar auf den Bodenwasserhaushalt (Minderung von Versickerung und Verdunstung), die Grundwasserneubildung (verminderte Infiltration), den Oberflächenabfluß (Steigerung der oberflächigen Abflußleistung mit der Gefahr von Hochwässern) und die Grundwasserqualität (Schadstoffeintrag in den Grundwasserleiter als Folge verminderter Filterleistung teilversiegelter Böden). Der Umweltrat sieht noch erheblichen Untersuchungsbedarf bezüglich der Auswirkungen der Flächenversiegelung auf den Wasserhaushalt.

Fernstraßenausbau

124. In seinen Umweltgutachten 1987 und 1994 hat der Umweltrat auf die vielfach umweltschädigende Wirkung des Ausbaus der Verkehrsinfrastruktur – unter anderem durch die Zerschneidungs- und Barriereneffekte und hinsichtlich der Veränderungen des Wasserhaushalts – hingewiesen (SRU, 1994, Tz. 706 bis 714 und 1987, Tz. 2023 ff.).

In der Zwischenzeit wurden die Beschleunigungsgesetze verabschiedet und diverse Infrastrukturprojekte mit bedeutendem Eingriffspotential durchgesetzt, die Umweltbelange – insbesondere bei den Verkehrsprojekten *Deutsche Einheit* – nur nachrangig prüfen (vgl. SRU, 1996a, Tz. 74 f. und Tz. 257 und 1994, Tz. 834 ff.). Dabei wird auch die Zerschneidung von Grundwasserlandschaften in Kauf genommen.

Flächenhafte, landwirtschaftlich bedingte Eingriffe (Felddränage, Bodenverdichtung)

125. Die Entwässerung feuchter Standorte für die landwirtschaftliche Nutzung (sog. Hydromelioration in engerem Sinne, meist durch Grabendränage) stellt einen flächenhaften Eingriff dar (s. SRU, 1985, Tz. 382 bis 389). Ferner muß die negative Wirkung der weit verbreiteten Bodenverdichtungen infolge landwirtschaftlicher Nutzung auf die Grundwasserneubildung berücksichtigt werden (HANUS, 1992). Dabei sind qualitative und quantitative Aspekte gemeinsam zu betrachten. Die flächendeckenden Einleitungen von Felddränagewässern aus der Entwässerung hydromeliorierter Flächen bewirken partiell hohe Stofffrachten (vor allem Nitrat, Phosphat, Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln).

Entwässerungsmaßnahmen für tief- und bergbauliche Zwecke

126. Zu den strukturellen Eingriffen sind auch diejenigen zu zählen, die direkt und mittelbar auf den Grundwasserleiter einwirken und zu einer Absenkung des Grundwasserspiegels führen (vgl. Trink- und Brauchwasserversorgung), wie durch Wasser-, Tief- und Bergbautätigkeit (s. Tab. 2.4-4). Die Notwendigkeit solcher Entwässerungsmaßnahmen ergibt sich aus den Betriebsweisen der genannten Bautätigkeiten. Die Dauer der Wasserhaltung bleibt bei konventionellen Baumaßnahmen auf die Einrichtungsphase beschränkt. Dagegen muß die bergbauliche Sümpfung auf lange Zeit aufrecht erhalten bleiben. Eingriffe aus Fluß- und Kanalbau, aus dem Ausbau von Vorflutern sowie aus Tunnel-, Stollen- und Tiefbau (s. Tab. 2.4-4) wirken sich auch flächenhaft auf das Grundwasser aus.

Der ober- und untertägige Abbau von Rohstoffen kann einen sehr weitreichenden und langanhaltenden Eingriff in den Wasserhaushalt und die Grundwasserleiter bedeuten (s. Tab. 2.4-5). Nach der Nut-

Tabelle 2.4-4

Ursachen, Wirkung und regionales Ausmaß direkter und indirekter Grundwasserabsenkungen

Ursachen	Wirkung	Regionales Ausmaß
Fluß- und Kanalbau im tiefen Einschnitt	**Absenkung des Grundwasserspiegels**	Im Uferbereich mehr oder weniger breite Zone
Aus- und Neubau von Vorflutern inklusiv meliorativer Entwässerung		In Gebieten mit ursprünglichen Feucht- oder Naßstandorten
Trink- und Brauchwasserentnahmen aus Brunnen, Quellfassungen, Seen, Talsperren		Im Absenkungsbereich der Brunnen und im Talauenbereich unterhalb der Gewinnungsanlagen
Tunnel-, Stollen- und sonstige Tiefbauten; untertägiger Abbau von Bodenschätzen mit Sümpfung		Im Einzugsgebiet
Großflächige Verdunstungssteigerung durch Aufforstung; Zunahme der Flächenversiegelung		Verminderung der Grundwasserneubildung
Übertägiger Abbau von Bodenschätzen; Erdaufschlüsse mit und ohne Sümpfung		Im Abstrom des Abbaus, oberhalb der Restseen

Quelle: DVWK, 1986; verändert

Tabelle 2.4-5

Tagebaubedingte Eingriffe in den Wasserhaushalt (am Beispiel des Mitteldeutschen und des Lausitzer Reviers)

	Mitteldeutsches Revier	Lausitzer Revier
Von Grundwasserabsenkung betroffene Flächen	1 100 km²	2 100 km²
Wasserbedarf zur Auffüllung der statischen Grundwasservorräte	5,6 Mrd. m³	9,0 Mrd. m³
Wasserbedarf zum Auffüllen von Tagebaurestlöchern	2,5 Mrd. m³	4,0 Mrd. m³
Wasserbedarf insgesamt	8,1 Mrd. m³	13,0 Mrd. m³
höchste jährliche Wasserförderung	0,5 Mrd. m³	1,2 Mrd. m³

Quelle: UBA, 1994b; verändert

zungsaufgabe ist es in der Regel kaum mehr möglich, den ursprünglichen (anthropogen unbeeinflußten) Zustand wiederherzustellen. Demzufolge kann in diesem Zusammenhang nicht von temporären Eingriffen gesprochen werden.

2.4.2 Grundwasserentnahme und -anreicherung durch die Wasserversorgung

Geförderte und verteilte Mengen nach Trägerschaft, Wasserart und Aufbereitung

127. Im langjährigen Mittel beträgt das Wasserdargebot bundesweit rund 164 Mrd. m^3 pro Jahr (Gesamtabfluß). Diese Zahl errechnet sich aus der Differenz von Niederschlag und Wasserverdunstung unter Berücksichtigung von Wasserzu- und -abfluß aus und in Nachbarstaaten. Im Jahre 1991 wurden mit rund 47 Mrd. m^3 dem Wasserkreislauf etwa 29 % des jährlichen bundesweiten Wasserdargebots entnommen und nach Gebrauch diesem wieder zugeführt (BGW, 1996, S. 7; s. a. Abb. 2.4-3).

Die nachfolgend zitierte amtliche Wasserstatistik 1991 beruht auf dem Umweltstatistikgesetz von 1980 (UStatG, 1980). Die – bis dato noch nicht abschließend ausgewerteten – Ergebnisse der Erhebung des Jahres 1995 sowie diejenigen ab 1998 erfolgen nach dem Umweltstatistikgesetz aus dem Jahre 1994 (UStatG, 1994). Durch die Novelle wurden der Berichtskreis sowie weitere relevante Erhebungsparameter geändert. Bedingt durch diese methodischen Unterschiede, aber auch durch strukturelle Umbrüche vor allem in den östlichen Ländern, werden die Ergebnisse ab 1995 mit denen bisheriger Erhebungen nur eingeschränkt vergleichbar sein. Aus diesem Grund verzichtet der Umweltrat auf die Darstellung der Ergebnisse der amtlichen Statistik in Zeitreihen und verweist auf die Fachserien des Statistischen Bundesamtes.

128. Die Wassergewinnung durch die *öffentliche Wasserversorgung* betrug 1991 insgesamt 6,5 Mrd. m^3, wobei der überwiegende Anteil aus Grundwasser stammte (StBA, 1995b; Abb. 2.4-2). Nach der Hochrechnung des Bundesverbandes der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft ging die Gesamtfördermenge von 1991 bis 1995 auf 5,8 Mrd. m^3, die Grundwasserfördermenge auf 3,7 Mrd. m^3 zurück (Tab. 2.4-6; BGW, 1996).

Die Fördermengen aus der *Roh- und Reinwassergewinnung* betrugen 1991:

- *Rohwasser*: 4,98 Mrd. m^3 (76,4 % der Gesamtmenge), davon 3,27 Mrd. m^3 (66 % des Rohwassers) Grund- und Quellwasser, 0,33 Mrd. m^3 (ca. 7 %) Uferfiltrat, 1,38 Mrd. m^3 (28 %) Oberflächenwasser (Fluß-, See-, Talsperrenwasser, angereichertes Grundwasser).
- *Reinwasser:* 1,54 Mrd. m^3 (23,6 % der Gesamtmenge) wurden ohne Aufbereitung abgegeben, davon 1,42 Mrd. m^3 (93 %) Grund- und Quellwasser.

Abbildung 2.4-2

Herkunftsanteile der Wassergewinnung der öffentlichen Wasserversorgung

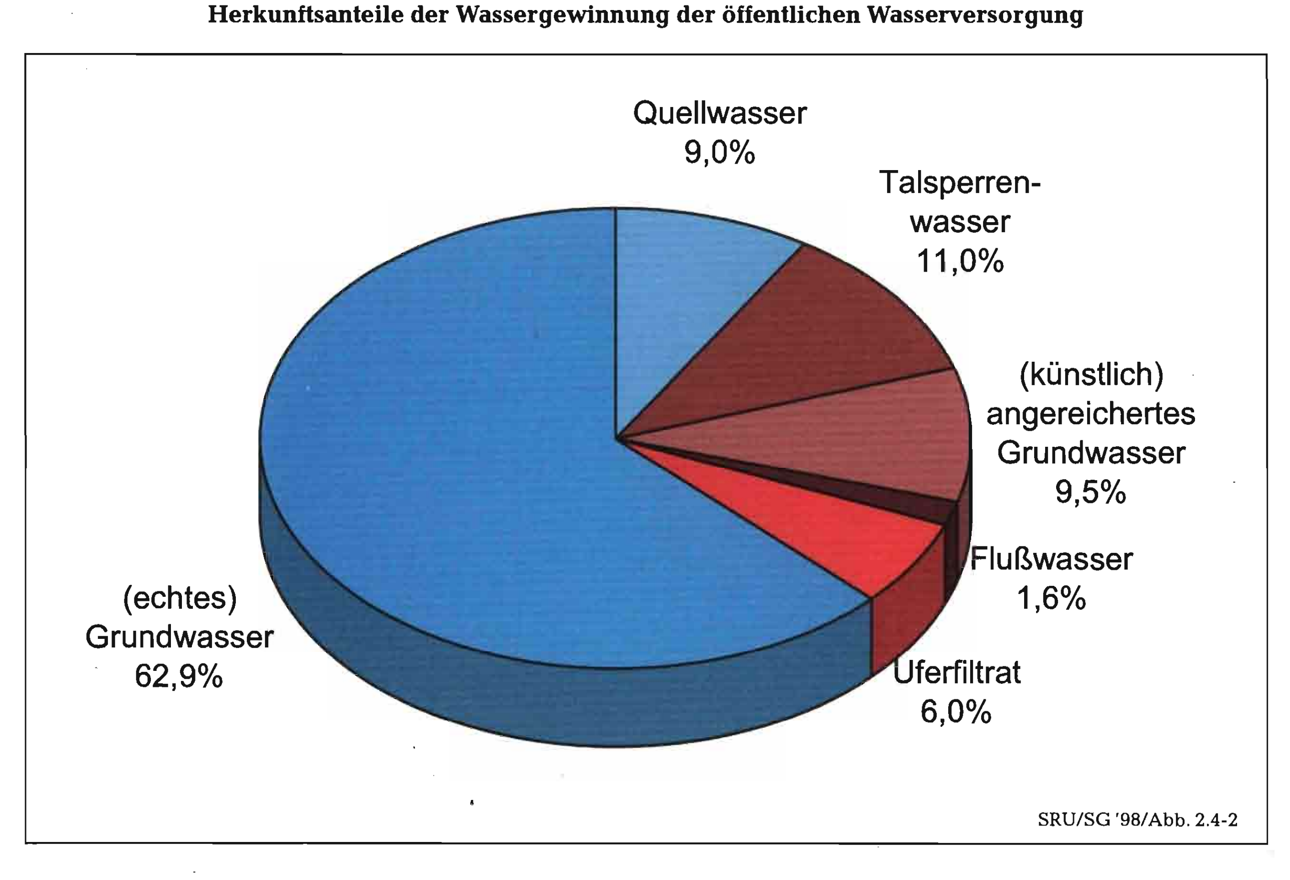


Tabelle 2.4-6

Entwicklung der öffentlichen Wasserversorgung 1990 bis 1995

A) Fördermengen 1990 bis 1995 in der Bundesrepublik Deutschland

Jahr	Fördermengen [Mrd. m³]						
	Grundwasser		Quellwasser		Oberflächenwasser		insgesamt
		%		%		%	
1990	4,339	*64,1*	0,446	*6,6*	1,982	*29,3*	6,767
1991	4,138	*63,5*	0,459	*7,0*	1,919	*29,5*	6,516
1992	4,013	*63,8*	0,463	*7,3*	1,819	*28,9*	6,295
1993	3,837	*64,2*	0,430	*7,2*	1,711	*28,6*	5,978
1994	3,727	*63,3*	0,457	*7,8*	1,704	*28,9*	5,888
1995	3,689	*64,1*	0,465	*8,1*	1,597	*27,8*	5,751

B) Wasserabgabe an Verbraucher 1990 bis 1995 in der Bundesrepublik Deutschland

Jahr	Wasserabgabe an Verbraucher [Mrd. m³]						
	Haushalt und Kleingewerbe		Industrie		Sonstige		insgesamt
		%		%		%	
1990	4,234	*70,8*	1,132	*18,9*	0,616	*10,3*	5,982
1991	4,145	*72,1*	1,024	*17,8*	0,579	*10,1*	5,748
1992	4,074	*73,8*	0,926	*16,8*	0,520	*9,4*	5,520
1993	3,992	*76,5*	0,815	*15,6*	0,410	*7,9*	5,217
1994	3,995	*77,8*	0,772	*15,0*	0,371	*7,2*	5,138
1995	3,972	*78,5*	0,731	*14,5*	0,355	*7,0*	5,058

Quelle: BGW, 1996; ergänzt

Sowohl Fördermenge als auch Wasserverbrauch gingen in den letzten Jahren zurück (Tab. 2.4-6).

Das Wasseraufkommen im *Produzierenden Gewerbe* (ohne Kraftwerke) betrug im Jahre 1991 rund 12,2 Mrd. m³ – davon 11 Mrd. m³ aus Eigengewinnung (Eigenversorgungsgrad 88 %); der Anteil mit Trinkwasserqualität am Gesamtaufkommen entsprach dem Fremdbezug. Nach Wasserart verteilt sich die Eigengewinnung auf Grundwasser 26 %, Quellwasser 1 %, Oberflächenwasser 67 %, Uferfiltrat 5 %. In der Grundwassermenge von 3,2 Mrd. m³ sind auch Sümpfungswassermengen des Bergbaus von 1,7 Mrd. m³ enthalten (StBA, 1995c).

129. Für die Wasserversorgung *öffentlicher Wärmekraftwerke* wurden 29,1 Mrd. m³ eingesetzt (Eigenversorgungsgrad fast 99 %), davon 1,4 % aus Grundwasser. Bei einem Nutzungsfaktor von 2,4 belief sich das Volumen des insgesamt genutzten Wassers auf 71 Mrd. m³ (ebd.).

Über die *Beregnungswassermengen in der Landwirtschaft* berichten weder die amtliche noch die BGW-Wasserstatistik explizit. Gemäß Umweltstatistikgesetz wird die Grundwasserentnahme für landwirtschaftliche Zwecke erst 1998 in die amtlichen Statistiken einbezogen. Nach Schätzungen des Statistischen Bundesamtes hat die Landwirtschaft 1991 fast 1,6 Mrd. m³ Wasser für Bewässerungszwecke eingesetzt (zit. in der 106. BGW-Statistik für 1994, ersch. 1995, S. 67). Die Bewässerungsmenge wird vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten allerdings deutlich niedriger geschätzt; sie weist überdies eine deutlich fallende Tendenz auf.

Für das Jahr 1994 wurde bundesweit eine Beregnungsfläche von 531 120 ha ausgewiesen (letzte Erhebung des Bundesfachverbandes Feldberegnung, ROTH et al., 1995). Das entspricht bei einer durchschnittlichen spezifischen Beregnungsmenge von mehr als 100 mm (= L/m²) pro Jahr etwas über 530 Mio. m³/a. Hinsichtlich der spezifischen Beregnungsmengen gibt es zwischen Ost- und Westdeutschland deutliche Unterschiede: Während sie in den kontinental geprägten Regionen Ostdeutschlands durchschnittlich 150 mm pro Jahr betragen, liegen sie in den niederschlagsreicheren westdeutschen Regionen im Durchschnitt bei 85 mm pro Jahr. Die

tatsächlichen Mengen dürften, je nach Witterungsverlauf zwischen 300 und 500 Mio. m³ pro Jahr schwanken (BML, Dr. Lübbe, pers. Mittl. v. 10. Juli 1996). Auch die Herkunft dieser Beregnungsmengen ist regional sehr unterschiedlich (vgl. ROTH et al., 1995, Tab. 4): In Niedersachsen stammen 90 bis 95 % aus dem Grundwasser, in Sachsen dagegen nur etwa 10 % (zzgl. 70 % Fluß- und Seewasser sowie 20 % aus Speichern) und in Rheinland-Pfalz etwa 15 % (zzgl. 85 % Flußwasser, meist Rheinwasser aus der fließenden Welle).

Über die privaten – in der Regel nur anzeigepflichtigen – „Kleinentnahmemengen" gibt es keine Bundesstatistik. Einige Länder weisen gebietsweise Schätzungen aus (s. Hess. Ried: ca. 50 000 Privatbrunnen, jährliche Entnahme etwa 4 bis 5 Mio. m³); ein Überblick fehlt. Bundesweit wird die Entnahmemenge grob auf 50 bis 100 Mio. m³ geschätzt.

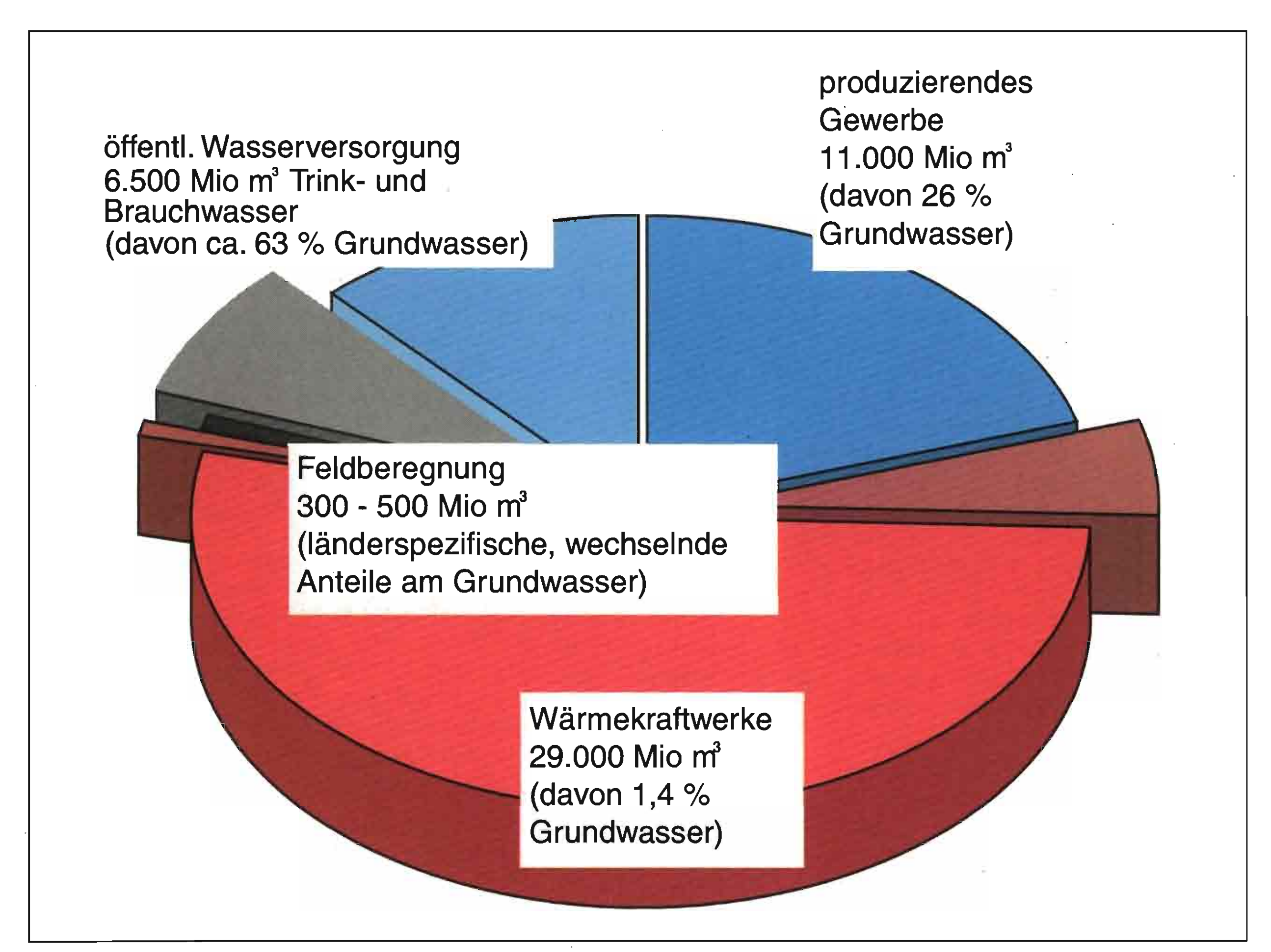
Gesamtvolumen der Grundwasserentnahme

130. Die Grundwasserentnahme belief sich im Jahre 1991 – bei einer Gesamtentnahmemenge von ca. 47 Mrd. m³ (Abb. 2.4-3) – auf ca. 7,8 Mrd. m³ (Abb. 2.4-4). Diese Menge setzt sich aus erhobenen Daten und Schätzwerten zusammen: So wird angenommen, daß eine Feldberegnungsmenge von 300 Mio. m³ dem Grundwasser entstammte (Niedersachsen: 150 bis 200 Mio. m³, s. MÜLLER et al., 1997), die privaten Kleinentnahmemengen bundesweit 100 Mio. m³ und die Sümpfungswassermengen aus dem Bergbau als Anteil der gewerblichen Fördermengen ca. 1,7 Mrd. m³ betrugen. Nach Abzug der Sümpfungswassermengen verblieben rund 6 Mrd. m³ Bedarf an Grundwasser für alle Verwendungszwecke.

Die Relevanz dieser Entnahmemengen ergibt sich grob aus Grundwasserdargebotszahlen in den Wasserbilanzen. Für das Land Niedersachsen wurde beispielsweise ein Mittelwert der Grundwasserneubildung von 200 mm/a sowie ein nutzbares Grundwasserdargebot von 50 mm/a – bei einer Inanspruchnahme von 17 mm/a (einschl. Quell- und Talsperrenwasser) – errechnet (MÜLLER et al., 1997). Dies bedeutet, daß in Niedersachsen zur Zeit insgesamt weniger als 10 % des gesamten Grundwasserdargebots – jedoch ca. ein Drittel des *nutzbaren* Grundwasserdargebots – genutzt werden. Nicht jedes Bundesland

Abbildung 2.4-3

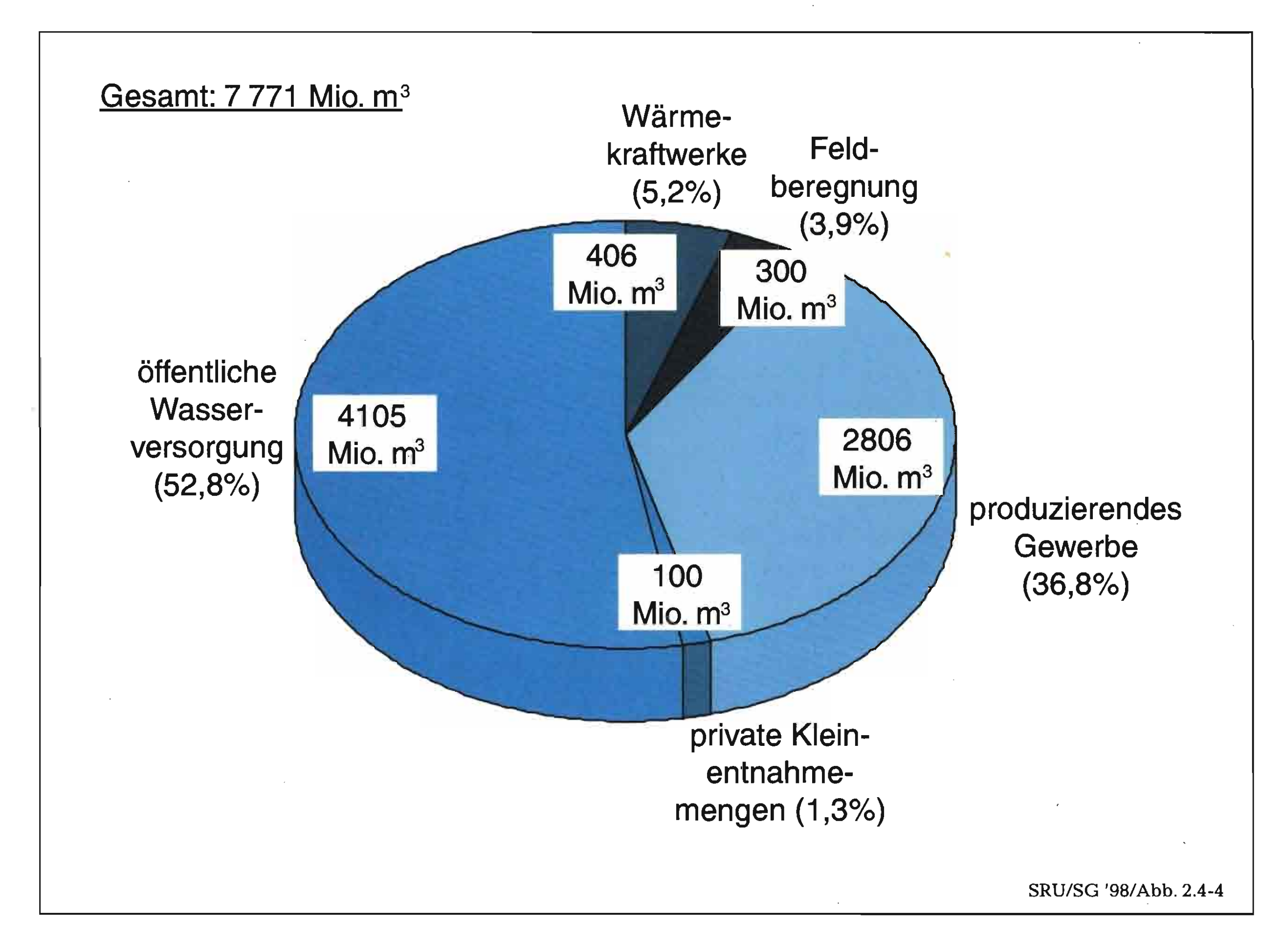
Aufteilung der Gesamtentnahmemengen für 1991 (gesamt rd. 47 Mrd. m³)



nach StBA, 1995b und c und ROTH et al., 1995

Abbildung 2.4-4

Mengenanteile bei der Grundwasserentnahme 1991



verfügt über eine derart günstige Dargebotssituation; in den östlichen Ländern werden beispielsweise durchgängig höhere Anteile genutzt. Regional werden häufig aus günstig zu bewirtschaftenden Grundwasservorkommen – entgegen dem Prinzip der regionalen Nachhaltigkeit – größere Grundwassermengen entnommen als im langjährigen Mittel neu gebildet werden. Eine regionale Grundwasserknappheit in den wasserreicheren westlichen Ländern ist in der Regel nur ein zeitlich begrenztes Problem. In bestimmten Regionen der östlichen Länder mit stärker kontinental geprägtem Klima ist aber grundsätzlich von einer eher geringeren Grundwasserneubildung auszugehen, so daß eine Überbewirtschaftung dieser Vorkommen strukturelle und geochemische Beeinträchtigungen für den Grundwasserleiter nach sich ziehen kann.

Grundwasseranreicherung

131. Die künstliche Grundwasseranreicherung sowie die Uferfiltration erfolgen vorwiegend zu Zwecken der Wasserversorgung, um das Defizit zwischen Förderung und Neubildung von Grundwasser auszugleichen. Bei der von der öffentlichen Wasserversorgung gewonnenen Menge betrug 1991 der Anteil des angereicherten Grundwassers etwa 9,5 % (etwa 620 Mio. m³) und der des Uferfiltrats 6 % (etwa 390 Mio. m³). Aufgrund des allgemeinen Rückgangs der Fördermengen nach 1990 (BGW, 1996) kann angenommen werden, daß auch diese Mengen in etwa gleichem Maße abnehmen. In Trockenjahren mit sinkenden Grundwasserständen muß stärker auf die Grundwasseranreicherung zurückgegriffen werden.

In Regionen, die einer starken wasserwirtschaftlichen Beanspruchung unterliegen, übersteigt die Summe der entnommenen Grundwassermengen (öffentliche Wasserversorgung, Industrie, Landwirtschaft und private Wasserversorgung/Brunnen) temporär die Grundwasserneubildungsrate. Dies kann zumindest in längeren oder wiederholten Trockenperioden und je nach Ergiebigkeit der Grundwasservorkommen zu regionaler Überbeanspruchung führen.

Um das Grundwasserdargebot zu erhöhen, wird in einzelnen Regionen Oberflächenwasser aus Flüssen und Kanälen in den Untergrund infiltriert, was einen direkten strukturellen Eingriff in den Grundwasserkörper darstellt. Dies erfolgt durch Verregnung oder durch Infiltration in den Untergrund (z. B. mit Hilfe

von Versickerungsteichen, Schluckbrunnen und Sickerschlitzgräben). Die Anhebung des Grundwasserspiegels durch Grundwasseranreicherung dient neben einer quantitativen Sicherung der Trinkwasserversorgung auch dem Erhalt ökologisch empfindlicher, grundwasserbeeinflußter Feuchtgebiete mit ihren jeweiligen Lebensgemeinschaften. Damit wird das Ziel angestrebt, funktionale Zusammenhänge der Lebensgemeinschaften in Oberflächengewässern und grundwasserbeeinflußten Biotopen (u. a. Mooren, Auen, Quellhorizonten) durch eine Mindestwasserzufuhr zu sichern.

In der Regel wird das Wasser vor der Einbringung aufbereitet. Die Infiltration und Verregnung von nicht oder ungenügend gereinigtem Oberflächenwasser ist ökologisch und ökotoxikologisch problematisch (LONDO, 1975).

Räumliche Verteilung der Wassergewinnungs- und -verbrauchsregionen (länder- und regionsspezifische Mengenwirtschaft)

132. Aus den statistischen Daten der Wasserversorgungsunternehmen läßt sich die regionale Mengenverteilung der Wasserförderung ableiten (BGW 1995; Abb. 2.4-5). Der Verbrauch ist nach dieser Statistik zwischen 1990 und 1994 insgesamt um 18,4 % (von 5 976 auf 4 876 Mio. m^3), regional jedoch in unterschiedlichem Maße zurückgegangen (Erfassungsgrad: 84 %).

Bestimmte Regionen, beispielsweise große Teile von Baden-Württemberg, Sachsen, Sachsen-Anhalt sowie Hamburg und Bremen, werden über Fernwasserleitungen versorgt (s. Abb. 2.4-6). Zur Einrichtung der – größtenteils historisch gewachsenen – Fernwasserversorgungen gab und gibt es verschiedene Gründe. Zum Teil verbinden die Fernleitungen Wasserüberschuß- mit Wassermangelgebieten; die Fernversorgung – mit der vorgelagerten Infrastruktur von natürlichen oder künstlichen Speichern – dient zum räumlichen und temporären Ausgleich von Dargebots- und Verbrauchsschwankungen (MAGOULAS et al., 1996). Wassermangelgebiete sind dadurch gekennzeichnet, daß keine oder – bezogen auf den Bedarf oder auf die Qualität – nicht ausreichend ergiebige Grundwasserleiter vorhanden sind. Die Strategie der Fernwasserversorgung erlaubte es, das Wirtschafts- und Bevölkerungswachstum von Ballungsgebieten von den wasserwirtschaftlichen Standortgegebenheiten zu entkoppeln.

133. Bei der Fernwasserversorgung werden sowohl Grundwasser als auch Oberflächenwasser als Rohwasser eingesetzt. Bei den Speicherelementen handelt es sich um Seen (Bodensee, Trinkwassertalsperren), Flüsse mit ihren Flußwassertalsperren, Staustufen und Speicherseen (Ruhr), künstliche Speicherbecken sowie ergiebige Grundwasservorkommen (Hessisches Ried). Errichtung und Betrieb der Fernwasserversorgung stehen in unmittelbarem Zusammenhang mit der Pflicht der Wasserversorger, jederzeit Wasser in ausreichender Menge und in einwandfreier Qualität zu liefern (Tz. 198). In der Regel speisen mehrere Wasserwerke in die weit verzweigten Netze ein (s. a. Abschn. 3.2.2, Tz. 202).

134. Der künftige Wasserbedarf ist insgesamt nur bedingt abzuschätzen. Aus der Entwicklung des Pro-Kopf-Verbrauchs (s. Tab. 2.4-7 nach BGW, 1996), der Bevölkerungsentwicklung bis 2010 (BUCHER und GATZWEILER, 1994) und verschiedenen Sicherheitszuschlägen (MAGOULAS et al., 1996) kann extrapoliert werden, daß allenfalls in gering besiedelten Gebieten weitere Verbrauchsrückgänge eintreten werden, während der Verbrauch in Ballungsgebieten bis zum Jahre 2010 eher wieder ansteigen wird.

Tabelle 2.4-7

Spezifischer Wasserverbrauch 1990 bis 1995

Jahr	Spezifischer Wasserverbrauch *)		
	westliche Länder	östliche Länder	Bundesrepublik Deutschland
	Liter/Einwohner und Tag		
1990	147	141	145
1991	145	118	139
1992	143	105	136
1993	140	107	136
1994	139	103	134
1995	139	100	132

*) Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe

Quelle: BGW, 1996

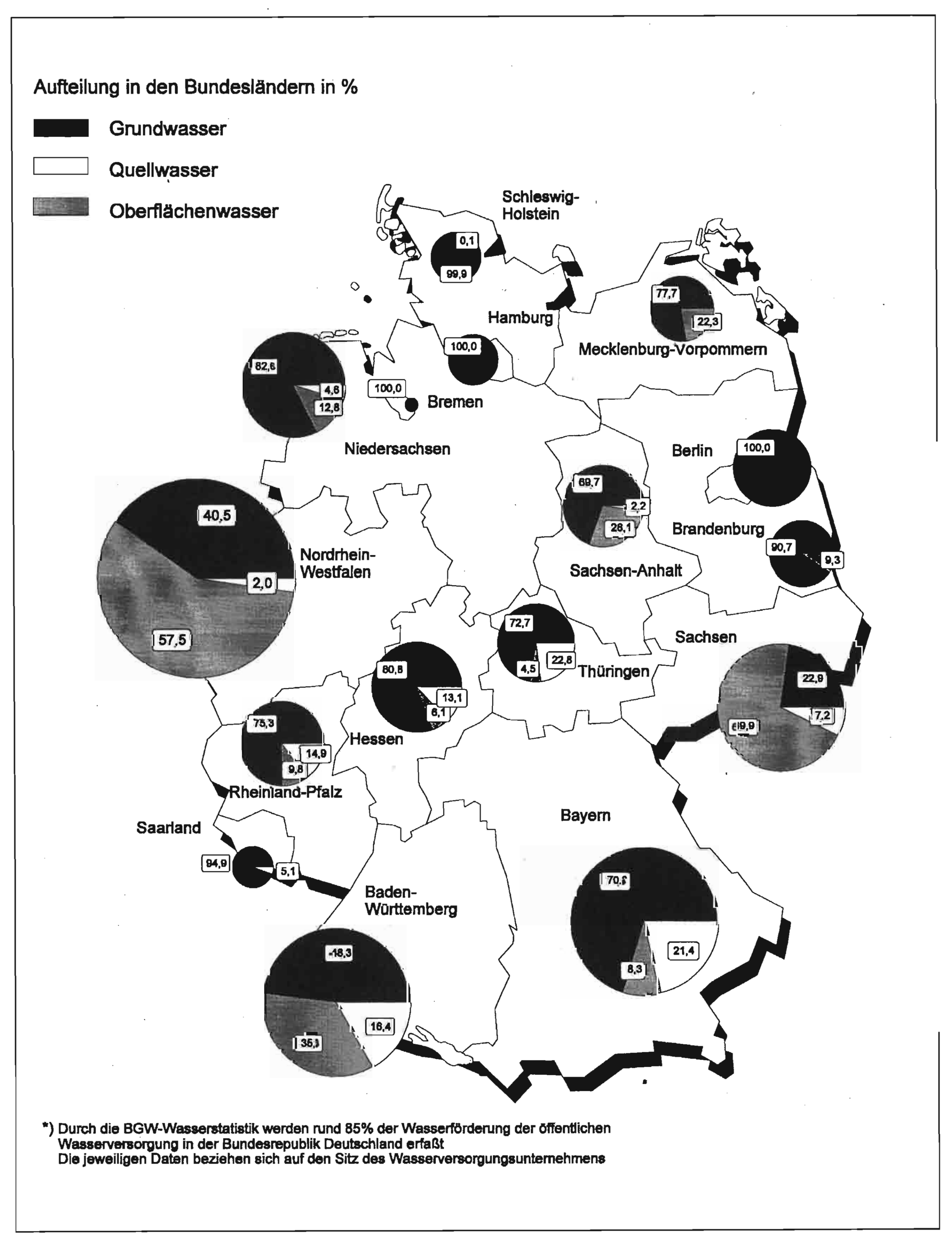
Grenzen der Entnahme und Ausweichstrategie

135. In übernutzten Grundwassergewinnungsgebieten sind neuerdings Fördermengenkürzungen vorgesehen (s. Hessisches Ried). Mit dem Beschneiden bisheriger Wasserrechte wird dort versucht, eine Senkung des Wasserbedarfs zu initiieren. Dadurch werden möglicherweise Ausweichmaßnahmen eingeleitet, die unter Umständen negative ökologische Folgen nach sich ziehen. Gebiete, wie der Rhein-Main-Neckar-Raum, gelten als Expansionsgebiete. Zur Kompensation des künftigen Minderbezuges wird über die Möglichkeiten des Ausbaus der kommunalen Eigenversorgung – überwiegend Oberflächenwassernutzung über künstliche Grundwasseranreicherung – nachgedacht. Die Folge wäre, daß im Vergleich zur Grundwassernutzung meist aufwendigere Aufbereitungsmaßnahmen (s. Tz. 208) realisiert werden müßten. Industriebetriebe gehen verstärkt zu Verbund- und Mehrfachnutzungen über.

Ein Ausweichen in die Fläche – etwa durch Erschließung neuer Grundwasservorkommen – ist vor allem eine räumliche Problemverlagerung. Die zunehmende Verlagerung der Grundwassergewinnung in größere Tiefen ist u. a. mit den Problemen der nur zeitlich begrenzten Nutzungsmöglichkeit beziehungsweise der Irreversibilität des Verbrauchs fossiler Wässer und der Stoffverlagerung behaftet.

Abbildung 2.4-5

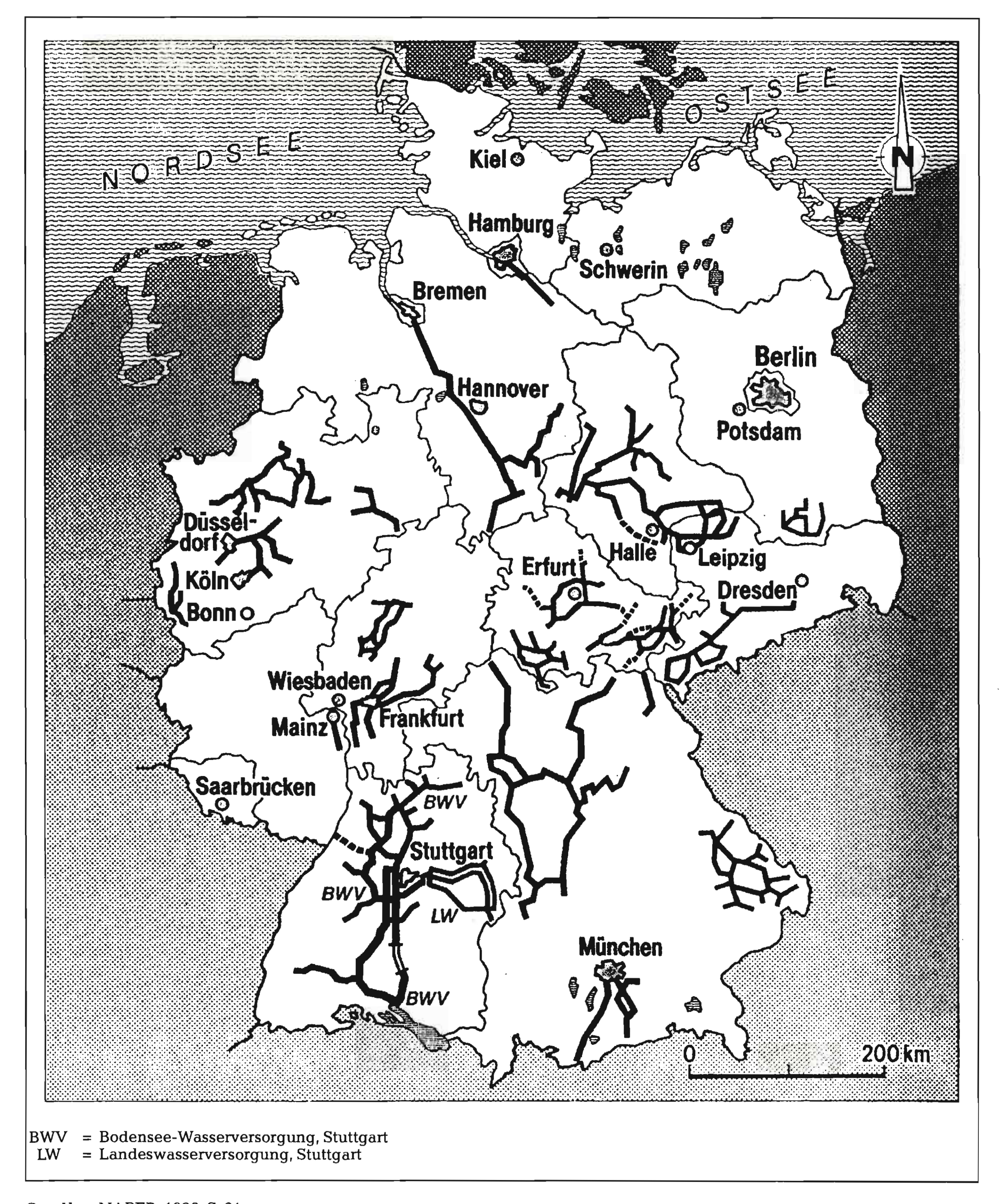
Regionale Verteilung der Wasserförderung 1995 nach Wasserarten



Quelle: BGW-Wasserstatistik *)

Abbildung 2.4-6

Fernwasserleitungen in Deutschland



BWV = Bodensee-Wasserversorgung, Stuttgart
LW = Landeswasserversorgung, Stuttgart

Quelle: NABER, 1996, S. 21

2.4.3 Physikalische Eingriffe

136. Bei den physikalischen Eingriffen in das Grundwasser sind vor allem die Veränderungen der Temperatur zu beachten. Die Temperatur des oberflächennahen, thermisch unbelasteten Grundwassers liegt in der Regel bei 8 bis 12 °C, entsprechend der mittleren jährlichen Lufttemperatur. Da Wasser – in Abhängigkeit vom Gesteinsuntergrund – eine drei- bis fünffach höhere Wärmekapazität als das Gestein selbst aufweist, kann die Sonnenenergie um so stärker gespeichert werden, je mehr Wasser der Untergrund enthält.

Mit zunehmender Tiefe steigt die Grundwassertemperatur in der Erdkruste durchschnittlich um etwa 3 °C pro 100 m an. Regional gibt es bedeutende Unterschiede, die durch die unterschiedlichen gesteinsspezifischen Wärmeflüsse bedingt sind (HÖLTING, 1996, S. 368 ff.).

137. Eine Änderung des thermischen Zustandes von Boden und Untergrund führt zur Änderung der Grundwassertemperatur. Folgende thermische Quellen müssen hinsichtlich der natürlichen und anthropogenen Beeinflussung des Wärmehaushalts von Boden und Untergrund berücksichtigt werden (nach SÖLL und KOBUS, 1992; KOBUS und SÖLL, 1991; LABHART, 1991; SRU, 1990, 1981; LOFI et al., 1977):

- der örtlich relevante geothermische Wärmestrom (mit Anomalien, z. B. ‚hot/cold spots')
- der witterungsbedingte Wärmestrom und dessen jahreszeitbedingte Temperaturschwankungen
- Oberflächengewässer (im allgemeinen natürlich schwankender, influenter/effluenter Strom mit Temperaturschwankungen zwischen ca. 4 °C und >20 °C; forcierter, gerichteter Zustrom bei Uferfiltratgewinnung)
- künstliche Grundwasseranreicherung (Versickerung aufbereiteten Oberflächenwassers; bei Wassertemperaturen über 20 °C auch Abkühlung im Untergrund erwünscht; Wärmetauscher-Effekt)
- Infiltration bei Grundwassersanierungsmaßnahmen
- mikrobielle Umsetzung organischer Schadstoffe (geringfügig exotherm)
- Unterkellerung von Häusern (in der Regel ohne isolierende Bodenplatte), beheizte Kellerräume, wärmeproduzierende Anlagen
- Abwasserkanalnetz, Warmwasseranteil im Schmutzwasserstrom, Wärmeverlust durch konvektive und konduktive Wärmeübertragung
- Kühlwassereinleitungen (sog. Schluckbrunnen)
- Nutzung als Energiequelle für Wärmepumpen (direkt über Entnahme/Schluckbrunnen, indirekt über Wärmetauscher; bewirkt Abkühlung; $\Delta T_{min} = +5$ °C)
- Fernheiz-Rohrleitungen (konvektive Wärmeverluste)
- sonstige Ver- und Entsorgungsleitungen (Öl-, Gasleitungen, Verlustleistung von Hochspannungskabeln, Kabelschächte, Düker u. dgl.).

Darüber hinaus spielen die Eigenschaften des Grundwasserleiters eine wichtige Rolle, weil die Mächtigkeit des Grundwasserleiters sowie die Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers im Wärmestrom die thermische Belastbarkeit des Systems entscheidend beeinflussen. Die LAWA-Grundwasserrichtlinie 2/87 (LAWA, 1988) listet verschiedene Fallkonstellationen von Temperaturanomalien auf, darunter auch solche, die auf mögliche Fehler des Meßstellenausbaus hinweisen. Aus diesen Gründen kann die Interpretation der Meßergebnisse unter Umständen erhebliche Schwierigkeiten bereiten.

Ein Teil der oben aufgezählten anthropogenen Beeinflussungen kommt nur unter den Kernzonen von Ballungsgebieten vor. Dies ist seit längerem bekannt (ULMER, pers. Mittl., 1997; HÖTZL und MAKURAT, 1981; LOFI et al., 1977, dort ältere Literatur bis 1950; BALKE, 1974). In den wenigen bekannten Untersuchungen (s. u.) wurde zum Teil versucht, eine gebietsbezogene Wärmebilanz aufzustellen, die die oben genannten Faktoren berücksichtigt. Thermische Beeinflussungen werden im wesentlichen durch den Wärmeeintrag von Abwasserkanälen und Hauskellern verursacht, zum Teil auch durch Kühlwassereinleitungen örtlich verstärkt (LOFI et al., 1977; WERNER und BALKE, 1977; SCHNEIDER und SCHNEIDER, 1974).

Die Abkühlung durch Energienutzung kann bei bestimmten Bauweisen von Wärmepumpen (indirekte Nutzung durch Einbau von Wärmetauschern) bis zur lokalen Vereisung gehen (SRU, 1981, Tz. 202 ff.). Von MÜLLER et al. (1991) wird der Einfluß der Kaltwasserrückgabe (direkte Nutzung) bei mäßig tiefen Temperaturen bis 6 °C als gering bewertet. Die Nutzung eines Grundwasserleiters als Energiequelle (LUX und KALTSCHMITT, 1997) sowie zu Kühlzwecken ist allerdings eine erlaubnispflichtige Benutzung (nach WHG); diese Erlaubnis ist in Wasserschutzgebieten nach einigen Ländererlassen (Nordrhein-Westfalen, Hessen) ganz oder in der Regel zu versagen, wobei der Versagungsgrund nicht unbedingt die Änderung der Grundwassertemperatur sein muß (z. B. Verletzung der schützenden Grundwasserüberdeckung, Schadstoffeintrag durch Kältemittel oder Schmierstoff).

138. Im Rahmen des Ausbaus der Grundwasserüberwachung werden auch systematische Messungen der Grundwassertemperatur durchgeführt. Dabei werden im wesentlichen zwei Aufgabengebiete der Temperaturmessung unterschieden: Beobachtung der Grundwassertemperatur sowie Funktionskontrolle von Meßstellen und Brunnen (LAWA, 1988). Da bestimmte temperaturabhängige Meßparameter auf einen festgelegten Temperaturwert bezogen werden müssen, wird eine Temperaturmessung immer vorgenommen. Grundwassermeßstellen werden – abhängig von den Anforderungen an das Teilmeßnetz – in der Regel nicht in Ballungsgebieten und selten in dicht bebauten Gebieten errichtet. Ausnahmen sind Sondermeßnetze und Notversorgungsbrunnen für den Zivilschutz. Daher fehlen aussagekräftige Daten sowohl für flächenbezogene Aussagen als auch für Zeitreihen. Dies gilt auch für die Untersuchungsergebnisse der Wasserversorgung.

139. Anthropogene Temperaturänderungen sind zumindest soweit tolerierbar, als sie sich innerhalb des natürlichen Schwankungsbereichs der Grundwassertemperaturen bewegen (SÖLL und KOBUS, 1992; ZOBRIST, 1991).

Über die Auswirkungen dieser Temperaturänderungen können noch keine gesicherten Aussagen getroffen werden. Grundsätzlich kann jedoch von einer Beeinflussung (Dämpfung bzw. Steigerung) wichtiger Prozesse, wie zum Beispiel Lösungs- und mikrobielle Stoffwechselvorgänge, ausgegangen werden. Sofortiger Handlungsbedarf bezüglich thermischer Beeinträchtigungen des Grundwassers ist aber nicht erkennbar.

140. Der Umweltrat schlägt deshalb vor, für die Trendbewertung und die unter Umständen notwendige Instrumentierung eine *Ad-hoc*-Kommission unter der Ägide von LAWA/DVGW/DVWK einzurichten. Sie sollte im Falle erkennbaren Handlungsbedarfs geeignete Planungsvorgaben für die Neuerrichtung bzw. turnusmäßige Erneuerung von thermisch relevanten Bauwerken (Kellerisolierung, Fernwärmeleitung mit ihren Hausanschlüssen usw.) schaffen. Neben Vorschlägen zur Überprüfung und gegebenenfalls Ergänzung der Landesbauordnungen sowie von DIN-Normen könnte dieses Gremium einen Kriterienkatalog für energetische und kühltechnische Nutzungen geeignete bzw. ungeeignete Grundwassereinheiten erarbeiten. Diese Kriterien würden als Entscheidungsgrundlage bei der Erteilung oder Versagung von diesbezüglichen Nutzungsrechten dienen.

2.5 Stand der Grundwasserüberwachung

141. Die Daten zur Beschreibung der Grundwassersituation in Deutschland sind trotz zahlreicher Richtlinien, Verfahrensempfehlungen, Merkblätter und Anweisungen nicht länderübergreifend vergleichbar (Kap. 5.3, Tz. 275; SCHENK und KAUPE, 1998; LAWA, 1993). Dies gilt sowohl für die Definition und Zuordnung der Grundwasserlandschaften beziehungsweise hydrogeologischen Einheiten, die Verteilung der Meßpunkte, die Anzahl der Meßdaten wie auch für die zu erfassenden Parameter. So kann es beispielsweise durch eine höhere Meßstellendichte zur Vortäuschung einer stärkeren Belastung kommen, während aufgrund fehlender Messungen bestimmte Parameter nicht erfaßt werden.

Ziele und Aufgaben

142. Die systematische Erfassung und Überwachung des Grundwasserzustandes in quantitativer und qualitativer Hinsicht ist die Grundlage für eine dauerhaft umweltgerechte Sicherung der Ressource Wasser als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Basis der Wasserversorgung. Hiermit lassen sich mögliche Beeinträchtigungen frühzeitig erkennen, Maßnahmen im Sinne eines vorsorgenden Umweltschutzes treffen und die Wirksamkeit von gesetzlichen Regelungen oder Maßnahmen kontrollieren.

Bereits seit mehr als hundert Jahren werden Grundwasserstände und -fließrichtungen erfaßt. In diesem Zusammenhang entwickelten sich die Landesgrundwasserdienste. Zuerst geschah dies in Gebieten mit Wasserhaltungsmaßnahmen (z. B. in Bergbaugebieten) und Entwässerungsmaßnahmen. In dem Maße, in dem qualitätsbezogene Aufgaben – bedingt durch die anthropogene Beeinflussung der Grundwasservorkommen – wichtiger wurden, hat sich auch der Schwerpunkt der Tätigkeiten von Grundwasserstands- und Quellschüttungsmessungen (HÖLTING, 1996, S. 97 ff.; TOUSSAINT, 1996) seit Ende der siebziger, Anfang der achtziger Jahre auf die Erfassung der Grundwasserbeschaffenheit verlagert. Diese Schwerpunktverschiebung ging mit der Weiterentwicklung der Analyseverfahren für diverse Schadstoffe im Spurenbereich einher (zum historischen Aufbau der gewässerkundlichen Dienste der Länder ab Mitte letzten Jahrhunderts siehe CASTELL-EXNER, 1996).

Die Grundwasserüberwachung gliedert sich konzeptionell in die Aufgaben- und Zuständigkeitsbereiche:

- gewässerkundlich-hydrologische Überwachung zum Zwecke einer landesweiten wasserwirtschaftlichen Bewertung (Mengen-, Strömungs-, Qualitätsaspekte)
  (i. d. R. Landesgrundwasserdienst),
- Überwachung zum Schutz der Bevölkerung vor gesundheitlichen Gefahren (v. a. Grundwasserüberwachung der Trinkwassergewinnung)
  (i. d. R. Wasserversorgungsunternehmen und Gesundheitsbehörde) und
- Überwachung zum Schutz der Grundwasservorkommen vor anthropogenen Einwirkungen
  (i. d. R. Wasserwirtschafts- und Umweltbehörde).

Nach CASTELL-EXNER (1996), GRIMM-STRELE (1996), HAMES (1996), TOUSSAINT (1996) und MÖHLE (1992) hat die Grundwasserüberwachung folgende Aufgaben:

- landesweit einheitliche Beschreibung des gegenwärtigen Zustandes der Grundwasserbeschaffenheit,
- Erkennung von Langzeittrends hinsichtlich Quantität und Qualität (Charakterisierung des Grundwasserzustandes, räumliche und statistische Verteilungsmuster der Parameter) auf hohem Aktualitäts-, Signifikanz- und Repräsentativitätsniveau (Bezugsgebiet/Grundwasserlandschaft, Grundwasserregion, Grundwasserleiter/-stockwerk, Tiefenabhängigkeit, Landnutzung usw.),
- Erfassung von Veränderungen beziehungsweise Warnung vor Grundwasserschadensfällen und Beweissicherung bei eingetretenen Schäden,
- Quantifizierung der anthropogenen Einflüsse in definierten Gebieten (Grundwasseruntereinheiten, Repräsentativgebiete),
- Unterstützung des wasserwirtschaftlichen Vollzugs (Gewinnung wissenschaftlich gesicherter Basisdaten für wasserrechtliche Verfahren),
- Wirksamkeitsnachweis (Erfolgskontrolle) für eingeleitete umweltpolitische Maßnahmen (z. B. Schutzgebiets- und Ausgleichsleistungsverordnung (SchALVO) in Baden-Württemberg),

- Steuerung der Wassergewinnung mit Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte sowie
- Sicherstellung der Kompatibilität der Ergebnisse (Datengewinnung, -auswertung) im Informationsaustausch zwischen den zuständigen Überwachungsbehörden.

Zusätzlich zu erfüllende Aufgaben sind die

- Bereitstellung von Daten für Überwachung und Grundwassermanagement sowie
- Berichtspflichten einschließlich Information der Öffentlichkeit und fachliche Unterstützung der Politikberatung.

Zur Konzeption der Grundwassermeßnetze

143. Die *Grundwasserstandsbeobachtung* hat in verschiedenen Regionen eine lange Tradition. Aufbau und Anordnung der Meßnetze müssen an die hydrogeologischen Verhältnisse angepaßt sein und sind deswegen regional sehr unterschiedlich. Aufbauend auf den Grundwasserstandsmeßnetzen entwickelten sich Anfang der achtziger Jahre die *Meßnetze für die Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit.* Um repräsentative Daten zur regionalen Grundwasserbeschaffenheit zu erhalten, wurden Richtlinien für einen einheitlichen und geeigneten Bau und Ausbau neuer Meßstellen erarbeitet (LAWA, 1993, DIN 4021 Teil 3; DVWK, 1990a; DVGW, 1988; Landesbehörden: z. B. Landesamt für Wasserwirtschaft, Rheinland-Pfalz, 1991; Niedersächsisches Landesamt für Wasser und Abfall, 1990).

Die Konzipierung der Überwachungsmeßnetze beeinflußt entscheidend die Aussagefähigkeit der Meßergebnisse. Die „Richtlinie für Beobachtung und Auswertung, Teil 3, Grundwasserbeschaffenheit" (LAWA, 1993) gibt vor, wie die Zuordnung der Erfassungssysteme zu den Grundwasserlandschaften und -regionen einerseits und zu Grundwasserstand sowie -beschaffenheit anderseits in den Ländern zu regeln ist. Trotz dieser einheitlichen Rahmenvorgaben zeigen sich in der Umsetzung spezifische Unterschiede und landestypische Prioritäten (SCHENK und KAUPE, 1998).

144. Das Gesamtnetz setzt sich gemäß den LAWA-Empfehlungen von 1993 aus *Teilmeßnetzen* zusammen, die je nach Zielsetzung und Aufgabenschwerpunkt – landesweiter Überblick oder lokale Erfassung der Grundwasserbeschaffenheit – von unterschiedlichen Trägern errichtet werden (Abb. 2.5-1). Neben der Basisüberwachung können geeignete Meßstellen auch für zeitlich und örtlich begrenzte Sonderuntersuchungen wie auf Versauerung, Versalzung, Nitratbelastung (beispielsweise in Regionen mit Sonderkulturanbau) genutzt werden.

Das häufig weitmaschige *Grundmeßnetz* dient der langfristigen Beobachtung der Entwicklung des Grundwasserzustandes in den Grundwasserlandschaften und -regionen (LAWA, 1993). Es umfaßt:

- *Basismeßstellen,* die die Schwankungsbreite der geogenen Grundwasserbeschaffenheit erfassen und somit Referenzwerte für die Beurteilung anthropogener Einflüsse liefern.
- *Trendmeßstellen,* die der Erfassung diffuser Stoffeinträge ins Grundwasser dienen und daher innerhalb der sogenannten Grundwasserlandschaften gleichmäßig verteilt sein müssen.

Sondermeßnetze dienen der Erfassung lokaler Belastungsherde und sind daher räumlich eng begrenzt. Wichtig ist hier die Ermittlung von Fließrichtung und -geschwindigkeit. Dazu gehören:

- *Vorfeldmeßstellen* mit Frühwarnfunktion im Zustrombereich von Gewinnungsanlagen.
- *Emittentenmeßstellen* für die Überwachung von (potentiellen) Belastungsherden im Zustrombereich von Wassergewinnungsanlagen.
- *Belastungmeßstellen* für die Überwachung bekannter Schadensfälle.
- *Problemgebundene Meßstellen* für besondere Aufgabenstellungen.

Ein *Meßnetz* soll eine dreidimensionale Anordnung innerhalb eines Grundwasserleiters oder mehrerer Grundwasserstockwerke aufweisen und sowohl einmalige als auch langzeitige oder sich wiederholende kurzzeitige Belastungen erfassen. Der *Meßstellenabstand* muß der Fließgeschwindigkeit angepaßt sein. Daher ist die *Meßstellendichte* des Grundnetzes nicht in allen sogenannten Grundwasserlandschaften gleich. Durch eine zeitnahe Einbeziehung aller Grundwassergewinnungsanlagen (öffentliche Wasserversorgungsanlagen, Eigenversorgungsanlagen: Haus-, Industriebrunnen) (s. a. Tz. 330) in die Überwachung kann der Datenbestand verbessert werden. In einigen Ländern fließen die Ergebnisse der Rohwasseruntersuchungen bereits in die staatliche Grundwasserüberwachung ein.

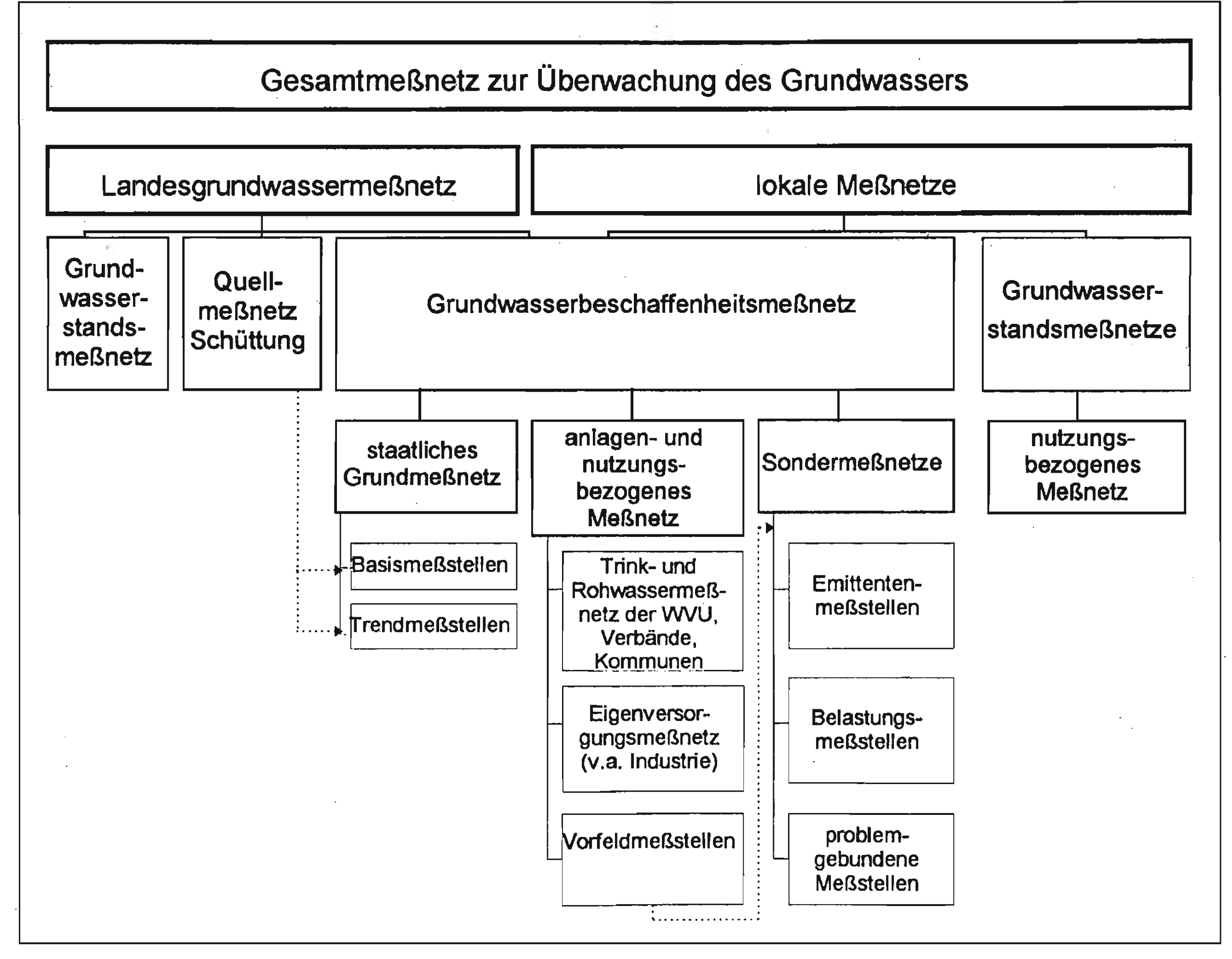
Parameterkatalog, Probenahme, Analytik sowie Interpretation und Darstellung von Meßergebnissen

145. Zur einheitlichen Erfassung der Grundwasserbeschaffenheit sind *Parameterumfang* (s. Rahmenrichtlinien LAWA, 1993; DVWK, 1993; DVWK, 1990b; DVGW, 1983) sowie Art, Häufigkeit und Periodizität der *Probenahme* festzulegen. Die Umsetzung der Richtlinien und Empfehlungen zur Parametererfassung gestaltete sich in den Ländern sehr unterschiedlich. Während einige Länder sich eng an die sieben Parameterkataloge (A bis G) der LAWA halten, entwickelten andere Länder an ihre spezifischen Gegebenheiten angepaßte Meßprogramme. In allen Ländern werden bezüglich der anthropogenen Stoffeinträge routinemäßige Untersuchungen vor allem auf Nitrat und Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln, auf halogenierte Kohlenwasserstoffe und auf weitere organische Stoffe durchgeführt. In Ländern mit versauerungsgefährdeten Grundwasserleitern erfolgen zusätzlich Beobachtungen zur Versauerung des Grundwassers und der Schwermetallmobilisierung. Zur Erfassung von Arzneimittelwirkstoffen und hormonal wirksamen Substanzen sind mittlerweile Sondermeßprogramme angelaufen.

Da Grundwässer im Vergleich zu Oberflächengewässern in der Regel träge Systeme sind, würde eine kontinuierliche Überwachung sämtlicher Qualitäts-

Abbildung 2.5-1

Komponenten eines kooperativen Gesamtmeßnetzes zur Überwachung von Grundwasserstand und -beschaffenheit



Quelle: TOUSSAINT, 1996; verändert

parameter – im Gegensatz zu Abwasser- und Abgas-/Abluftemissionsmessungen – einen relativ geringen zusätzlichen Erkenntnisgewinn bringen und ist daher eher die Ausnahme. In der Regel erfolgt eine Beprobung der Meßstellen im Grundmeßnetz einmal im Jahr, bei Sondermeßprogrammen sechs- oder zwölfmal im Jahr. Dagegen sind die Wasserversorgungsunternehmen auf zeitnähere Meßergebnisse angewiesen; bei anlagenbezogenen Sondermeßnetzen kann auch eine kontinuierliche Überwachung erforderlich sein.

Um die Vergleichbarkeit der Meßergebnisse zu verbessern und die Auswertung von Analyseergebnissen zu erleichtern, ergeben sich weitere Anforderungen an die Probenahme(technik) und die *Analysenmethoden*. Hierfür liegen technische Regeln und Richtlinien vor (DVWK, 1993; LAWA 1993).

146. In regelmäßigen Abständen erstellen die Länder *Berichte* über die Ergebnisse ihrer Meßprogramme. Eine bundesweite Darstellung liegt für Nitrat (LAWA, 1995) und für Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln vor (LAWA, 1997b).

Eine neuere Entwicklung in der Grundwasserüberwachung bildet der Aufbau von Wasserinformationssystemen in einigen Ländern, mit dem Ziel, vor allem die Kenntnis über die Zusammenhänge zwischen Stoffeintrag und Grundwasserbeschaffenheit zu verbessern.

147. Defizite bei der Grundwasserüberwachung werden am Beispiel des „Pflanzenschutzmittelmonitoring" deutlich. Eine flächendeckende Bewertung des Ist-Zustandes der Grundwasserbelastung durch Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln kann derzeit auf Grund der uneinheitlichen Datenlage nicht vorgenommen werden. Unterschiede bestehen beim Untersuchungsumfang (Zahl der Wirkstoffe und der Metaboliten), der Häufigkeit und Technik der Beprobung, der Meßkonzeption, den Analysen-

methoden, den Kriterien für die Interpretation der Ergebnisse (Nachweisgrenze, Grenzwert) und in unzureichenden Stammdaten der Meßstellen beziehungsweise Gewinnungsanlagen (z.B. bzgl. Angaben zur Herkunft des Wassers: Flach-/Tiefbrunnen, Quelle, Stollen, angereichertes Grundwasser).

Mit der Aufstellung des LAWA-Rahmenkonzeptes zur Erfassung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit wurde ein Mindestprogramm für die entsprechenden Aktivitäten der Länder empfohlen (JEDLITSCHKA, 1996; LAWA-Grundwasserüberwachungskonzept 1993). Trotz dieser einheitlichen Rahmenkonzeptvorgabe sind die jeweiligen Konzeptionen und auch die beschrittenen Lösungswege der einzelnen Länder sehr unterschiedlich (SCHENK und KAUPE, 1998; TOUSSAINT, 1996). Der Umweltrat hält es für notwendig, die vorhandenen Meßnetze in den Ländern zu optimieren (s.a. WEYER, 1996) und zu einer Vereinheitlichung der Datenerhebung zu gelangen (s.a. Kap. 5.5). In Kapitel 5.3 wird ein Vorschlag zur Festlegung von Grundwassereinheiten als Beitrag zur Vereinheitlichung einer länderübergreifenden Grundwasserüberwachung gemacht.

3 Auswirkungen anthropogener Eingriffe auf Ökosysteme und auf die Gesundheit des Menschen

3.1 Auswirkungen auf Ökosysteme

3.1.1 Schutz der Lebensraumfunktionen

148. Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) berücksichtigt sowohl die rein nutzungsorientierten Interessen am Wirtschaftsgut (Grund-)Wasser als auch die Bedeutung des (Grund-)Wassers als ökologischem Standortfaktor für Lebensräume und ihre Lebensgemeinschaften. Mit der 1996 verabschiedeten 6. WHG-Novelle wird der ökosystemaren Bedeutung des Wassers und damit im speziellen auch der des Grundwassers mehr als bisher Rechnung getragen. So werden in der gesetzlichen Zwecksetzung die nutzungsorientierten Bewirtschaftungsinteressen dem Interesse einer zu sichernden Lebensraumfunktion von Gewässern (Grundwässern) nachgeordnet. Die Grenzen der Gewässernutzung sind aus deren Funktion im Naturhaushalt zu definieren.

Wasser ist ein ökologischer Standortfaktor, dessen vernetzende sowie ökosystemare Bedeutung sehr differenziert in Abhängigkeit vom jeweiligen Biotop und dessen Lebensgemeinschaften zu analysieren ist, um seine Funktion im Naturhaushalt überhaupt dauerhaft umweltgerecht sichern zu können. Wasser erfüllt die zentrale Rolle des Stofftransportes im Landschaftshaushalt.

149. Der Gewässerhaushalt nimmt die wesentliche Regelfunktion von Energieverteilung und Prozeßsteuerung im gesamten Landschaftshaushalt ein. Das Medium Wasser steht in der Funktion eines Energieprozessors (Abb. 3.1-1).

Die natürlichen dynamischen Prozesse im Landschaftshaushalt leiten sich aus den Wechselwirkungen eines dissipativen hydrologischen Prozesses mit der festen Bodenphase und den dissipativen organismischen Strukturen ab.

Der funktionelle Begriff der Energiedissipation beschreibt einen natürlichen raumspezifischen und energetischen Verteilungsvorgang, bei dem die eintreffenden Energiepulse maximal gedämpft werden. Der energiedissipative Vorgang ist fundamentaler Bestandteil eines selbstoptimierenden Prozesses der Natur, der zu ortsfesten Stoffkreisläufen, einem kurzgeschlossenen lokalen Wasserhaushalt sowie zu einer Minimierung irreversibler Stoffflüsse führt. Er ist verbunden mit Stoffverlusten und irreversiblen Energieumwandlungsvorgängen mit dem abfließenden Wasser. Wasser, als dynamisches Transport- und Reaktionsmedium, ist einer der fünf elementaren Bausteine (neben Produzenten, Destruenten, Konsumenten und Detritus) dissipativer zyklischer Prozesse (RIPL, 1997; RIPL und HILDMANN, 1997; PRIGOGINE, 1988).

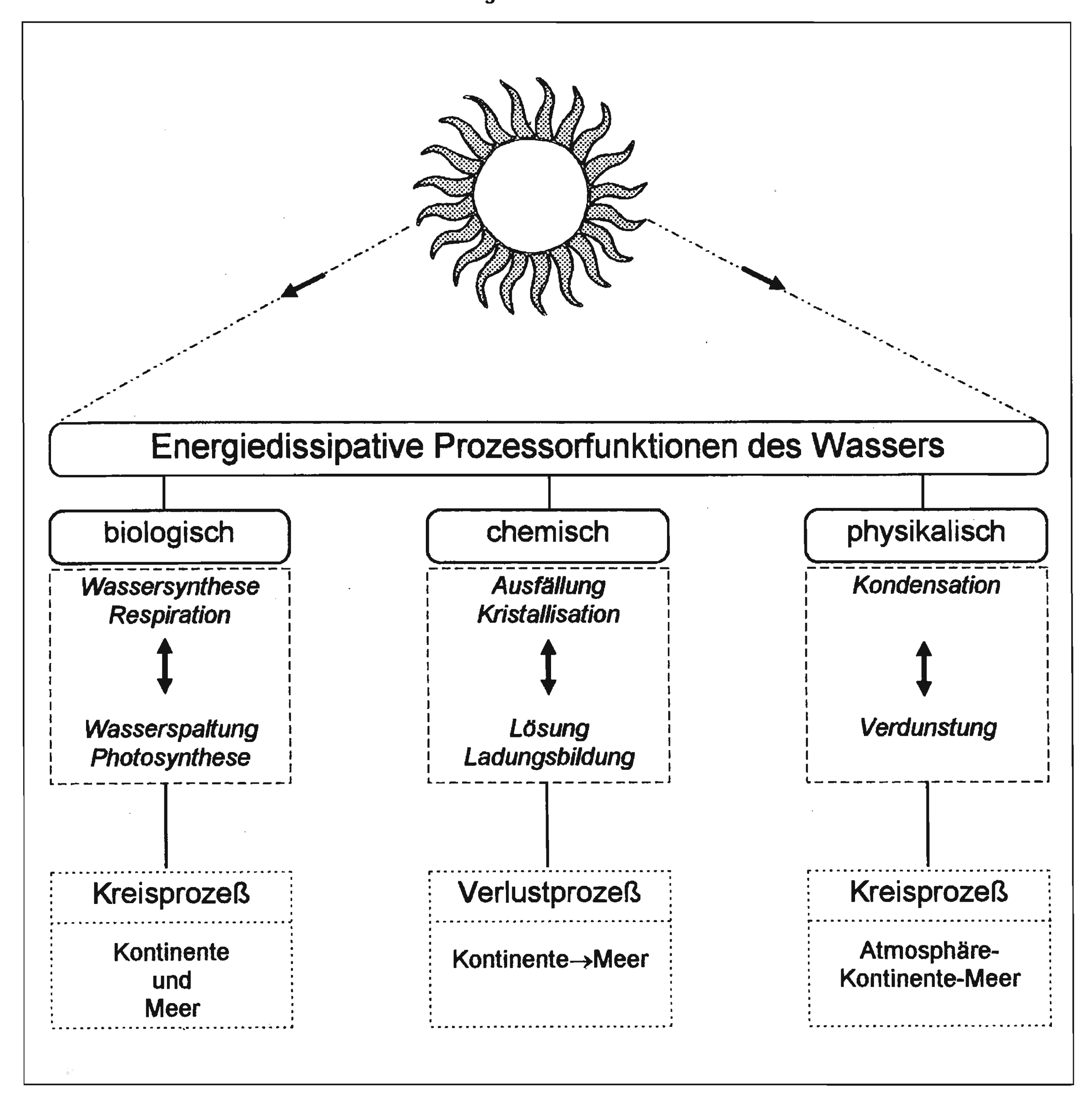
Ein effektiver Grundwasserschutz darf nicht sektoral ansetzen. Jedes Sektoralisieren führt zu einer Beschneidung der natürlichen Leistungsfähigkeiten. Sektorale Ansätze führen bei ihrer Umsetzung aufgrund ihrer teilweise willkürlichen raum-zeitlichen Systemabgrenzungen zu irreversiblen Prozessen und stellen damit die anthropogenen Antagonisten eines natürlichen Selbstoptimierungsprozesses für Stabilität und Nachhaltigkeit im Landschaftshaushalt dar. Ein dauerhaft umweltgerechter Gewässerschutz basiert auf einem gesamtheitlichen (synökologischen) Naturverständnis unter zentraler Berücksichtigung thermodynamischer Prozesse und der dissipativen Funktionen des Gewässerhaushaltes und seiner Biozönosen (RIPL, 1997). Ausgehend von einem geschlossenen System der oberirdischen und unterirdischen Wasserzirkulation (globaler Wasserkreislauf) sind alle bekannten natürlichen und anthropogenen Einflußgrößen und Prozeßabläufe in einem dauerhaft umweltgerechten Schutzkonzept zu berücksichtigen. Hierzu zählen unter anderem die zahlreichen, untereinander verknüpften Stoffkreisläufe biochemischen, geochemischen und anthropogenen Ursprungs in den Kompartimenten Boden, Luft und Biosphäre. Neben diesen Stoffkreisläufen sind es vor allem der Einfluß der Oberflächengewässer sowie der Einfluß von Niederschlag, Kondensation, Verdunstung, Infiltration, Exfiltration und Versickerung sowie oberirdischer und unterirdischer Abfluß, welche das Grundwasser prägen (s. Abb. 3.1-2; s. a. Kap. 2.1, Abb. 2.1-1).

150. Eine rein nutzungsorientierte Gewässerbewirtschaftung kann zu irreversiblen Auswirkungen auf das Teilökosystem Grundwasser (Stygal) und auf alle vom Grundwasser abhängigen sowie auf alle vom Grundwasser beeinflußten Ökosysteme führen. Aus diesen einschneidenden Eingriffen in den Wasserhaushalt können Veränderungen des Ökotops resultieren, das heißt Veränderungen des Stygals selbst sowie aller grundwasserabhängiger und grundwasserbeeinflußter Ökotope, Veränderungen des Artenbestandes und Verlust von ökologischen Funktionen im Naturhaushalt sowie Verschlechterungen der Ertragspotentiale land- und forstwirtschaftlicher Nutzflächen (RENGER und STREBEL, 1982; SUKOPP, 1981).

Insbesondere aquatische Biotope sind der Spiegel anthropogener Nutzungsgeschichte einer Landschaft. Sie nehmen in der Regel die tiefstgelegenen Punkte einer Landschaft ein und sind somit Sammelbecken für Stoffe aus dem Einzugsgebiet, das mit dem Grundwasser kommuniziert. Alle aquatischen

Abbildung 3.1-1

Prozessoreigenschaften des Wassers



Quelle: RIPL und HILDMANN, 1997; verändert

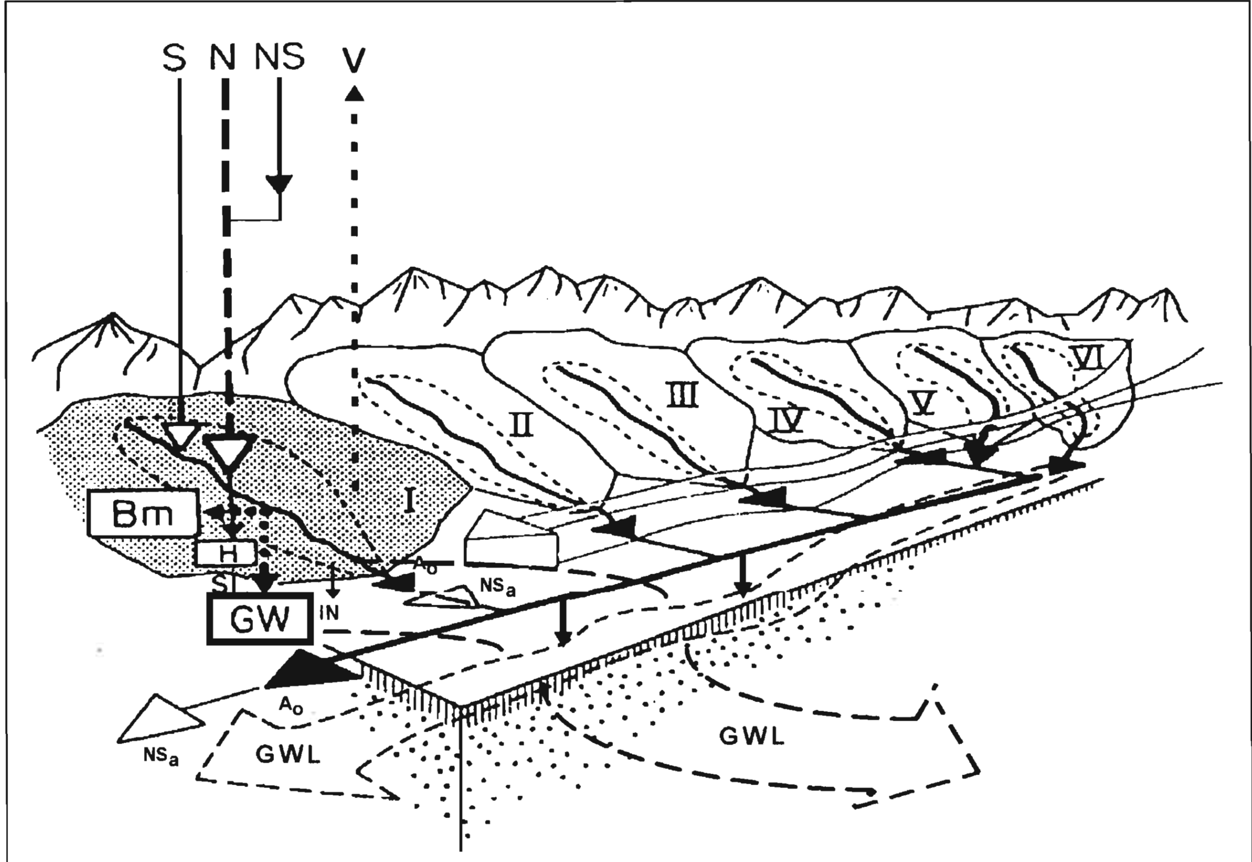
Biotope wurden von RIECKEN et al. (1994) als gefährdet, viele von ihnen bereits als hochgradig gefährdet, eingestuft.

151. Ein großer Artenanteil pflanzlicher Lebensgemeinschaften ist ausschließlich oder überwiegend vom Grundwasser abhängig. Für diese grundwasserabhängige Vegetation bilden unter anderem Grundwasserflurabstand, Grundwasserdynamik (Fließgeschwindigkeit und -richtung) sowie der Nährstoff- und Sauerstoffgehalt ein essentielles Wirkungsgefüge, an dessen biotopabhängige, unterschiedliche Ausprägung die jeweiligen Arten angepaßt sind (vgl. DVWK, 1996).

Es gibt zahlreiche Untersuchungen über die Grundwasserabhängigkeit von pflanzlichen Lebensgemeinschaften und über die einschneidenden bis zerstörenden Auswirkungen von strukturellen Eingriffen auf die Vegetation (u.a. DVWK, 1996; HÜGIN, 1990; RÖDEL, 1987; EGGELSMANN und KLOSE, 1982; ELLENBERG, 1952).

Abbildung 3.1-2

Prozeß- und Haushaltskennzeichnungen von Landschaftsökosystemen



I-IV = topische Elementarlandschaften, ΣI-IV = Tallandschaft chorischer Dimension; Ao = Oberflächengewässerabfluß und Grundwasserwechselwirkungen im Einzugsgebiet, Bm = Biomasse, GW = Grundwasser, GWL = Grundwasserleiter, IN = Infiltration, H = Humus, N = Niederschlag, NS = Nährstoffinput durch Niederschlag, NSa = Nährstoffaustrag durch Vorfluter, S = Strahlung, Si = Sickerung, V = Verdunstung

Quelle: LESER, 1997; verändert

3.1.2 Ökosystembezogene Auswirkungen struktureller und physikalischer Eingriffe

Zu den baulichen Eingriffen *(siehe auch Kap 2.4)*

152. Die strukturellen Eingriffe des Menschen in den Wasserhaushalt der großen Flußsysteme haben die abhängigen Ökosysteme und das Grundwasser nachhaltig verändert (vgl. KONOLD, 1994; HÜGIN, 1990, 1962). Unser heutiges Landschaftsbild entspricht einer durch die vergangenen Jahrhunderte geprägten Kulturlandschaft. Anthropogen unbeeinflußte Gewässer sind nur noch vereinzelt zu finden (s. Tab. 3.1-1).

Strukturelle Eingriffe in den Gewässerhaushalt erfolgen rein nutzungsorientiert unter Vernachlässigung von Biotopen und Lebensgemeinschaften sowie ihrer ökologischen Funktionen im Naturhaushalt. Im Vordergrund stehen Nutzungen unter anderem durch die Schiffahrt, Fischerei, Energiewirtschaft, Wasserwirtschaft und Landwirtschaft. Die fortschreitende Industrieentwicklung führt zu einer verstärkten Inanspruchnahme von Oberflächengewässern auch durch Einleiten von Abwässern. Das aufnehmende Gewässer wird bautechnisch als Vorfluter bezeichnet und damit auf seine Funktion als Abwassergerinne reduziert. Verbunden hiermit sind anthropogen verursachte stoffliche und mikrobielle Einträge in das Oberflächengewässer. Bei hydraulischem Kontakt zu oberflächennahem Grundwasser kann das zu Ökosystemveränderungen und darüber hinaus durch Infiltration von belastetem Oberflächenwasser zu einer gesundheitsgefährdenden Kontamination führen (vgl. GUNKEL und LANGE, 1995; HEINZMANN, 1993; GUNKEL, 1991; DOVORÁK, 1990; MUSCHACK, 1989; ESS et al., 1988).

153. Mit dem Entwalden und Entwässern der Flußauen (Hydromelioration) zum Zwecke einer landwirtschaftlichen Nutzung bis an den Gewässerrand erfolgte eine einschneidende Zerstörung einzigartiger Lebensräume sowie ihrer bedeutenden Funktionen im Naturhaushalt (vgl. DISTER, 1996; KONOLD, 1994; WILLERDING, 1960). Mit der Durchführung

Tabelle 3.1-1

Ausprägung natürlicher und anthropogen beeinflußter Fließgewässer der heutigen Kultur- und Industrielandschaft und Auswirkungen der Nutzung der Gewässer und ihrer Einzugsgebiete auf Struktur und Funktion der Gewässersysteme

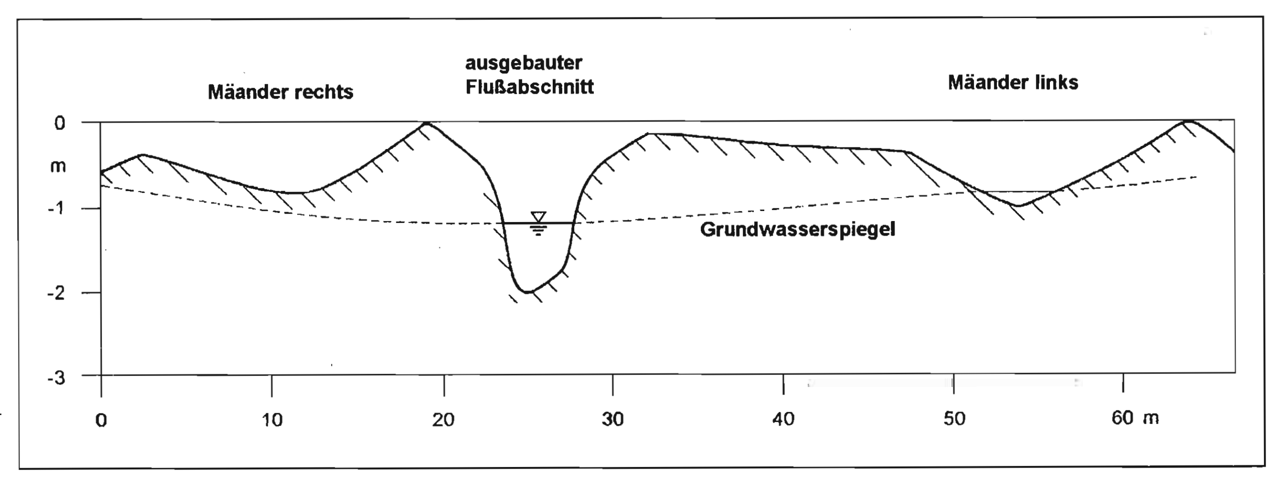
Natürliche Fließgewässer	Anthropogen beeinflußte Fließgewässer der Kulturlandschaft
Funktionale Einheit von Fließgewässer und Einzugsgebiet; Ausbildung einer Grundwasser- und Überschwemmungsdynamik; Dämpfung von Hochwasserwellen	Zunehmende Entkopplung des Gewässers vom Einzugsgebiet; Verlust ökosystemarer Funktionen durch Begradigung, Vertiefung und Eindeichung; Verlust an natürlichen Retentionsräumen
Bewaldete Einzugsgebiete mit hoher Interzeption und Verdunstung; geringe Erosion im Einzugsgebiet; geringer Nährstoffaustrag	Umwandlung des Einzugsgebietes in landwirtschaftliche Nutzflächen; zunehmende Häufigkeit und Stärke von Hochwasserereignissen; starke Erosion; Eutrophierung der Gewässer bei häufig auftretender Überdüngung landwirtschaftlicher Nutzflächen
Dynamik des Gewässerverlaufs mit Erosions- und Sedimentationsbereichen; Mäandrierung des Gewässers; Entwicklung einer hohen Strukturdiversität; überwiegend lange Fließstrecken mit geringer Fließgeschwindigkeit	Durch Begradigung und Ausbau fixierter Gewässerverlauf; geringe Strukturdiversität; Unterbrechung der Durchgängigkeit; erhöhte Fließgeschwindigkeiten und verkürzte Fließstrecken
Biologische Prozesse und Funktionen im Optimum; Resilienz gegenüber Störungen	Beeinträchtigung der biologischen Prozesse und Funktionen
Ungestörte Geschiebeentwicklung mit Erneuerung des Interstitials; Regulierung der Fadenalgen- und Makrophytenentwicklung	Unterbindung der Geschiebeentwicklung und Auftreten einer Tiefenerosion; Verschlammung des Interstitials; verstärkte Entwicklung von Fadenalgen und Makrophyten
Hoher Grundwasserstand und Entwicklung einer feuchteabhängigen Zonierung des Gewässerrandes; Ausbildung von Auen und Marschen; Entzug von Schwebstoffen durch Sedimentation	Absenkung des Grundwasserstandes; Entwässerung der Auen und Marschen; erhöhte Stoffausträge durch Mineralisation; Verlust vieler aquatischer und semiaquatischerBiotope
Ausbildung der Flußmarschen als große Retentionsräume im Ästuarbereich; geringer Tideeinfluß landeinwärts	Abtrennung der Flußmarschen durch Eindeichung; starker Tidenhub weit in das Binnenland reichend
Fluß und Gewässerrandbereiche bilden einen Biotopverbund mit Korridorfunktion; das Gewässer dient der Migration der Organismen	Durch fehlende Gewässerrandstreifen entstehen Inselbiotope; Flußverbauten verhindern die Migration der Organismen im Gewässer

Quelle: GUNKEL et al., 1996; SCHREIBER, 1994; verändert und erweitert

von Meliorationsmaßnahmen (Anlage von Entwässerungsgräben, Flußbettbegradigungen der Oberflächengewässer) wird eine ökologische Wirkungskette initiiert: Durch den Ausbau und die Begradigung eines ursprünglich mäandrierenden Flußbettverlaufes wird in Folge der Laufzeitverkürzung die Fließgeschwindigkeit erhöht, und damit die Abflußleistung des Gewässers. Eine Tiefenerosion des Gewässerbettes mit Zerstörung seiner Kolmationsschicht ist vielfach die Folge (s. Abb. 3.1-3). Diese anthropogen initiierte Veränderung hat direkte Auswirkungen auf das Grundwasser, das heißt auf den Grundwasserspiegel, die Grundwasserabflußbedingungen und die Grundwasserbeschaffenheit. Die durch die Tiefenerosion veränderte Sohlenlage des Gewässers verursacht ein Absinken des Grundwasserspiegels im Einzugsgebiet. Grundwasserabhängigen Biotopen und ihren Lebensgemeinschaften wird ihre Existenzgrundlage – der ökologische Standortfaktor Wasser – entzogen, und sie werden damit zerstört. Verlust von Biotopen, Lebensgemeinschaften und essentiellen ökologischen Funktionen im Naturhaushalt, das heißt Verlust von Biodiversität, sind die Folge. Insbesondere zahlreiche Niedermoore der Flußauen sind von ausbaubedingter Tiefenerosion nachhaltig geschädigt oder sogar vernichtet worden. Schrumpfung des Torfkörpers, einsetzende Mineralisation aufgrund aerober Stoffwechselbedingungen, Vererdung des Torfes, Versauerung und Stoffverlagerung sind Teilprozesse einer ökologischen Wirkungskette in Folge der Grundwasserabsenkung (PFADENHAUER, 1994; KAZDA et al., 1992).

Abbildung 3.1-3

Ausbaubedingte Tiefenerosion im Tegeler Fließ/Berlin-Brandenburg



Quelle: GUNKEL et al., 1996

Die Hydromelioration der großen Flußauen Mitteleuropas ist Ursache der heutigen Hochwasserproblematik, da die erforderlichen Wasserretentionsräume zerstört wurden (vgl. ENGEL, 1996).

Oberflächengewässer, Flußauen, Böden und Grundwasserkörper bilden ökologisch eine funktionale Einheit, deren Entkopplung gravierende Auswirkungen hat (s. a. Abb. 3.1-4 und Tab. 3.1-2). Die Zerstörung der Flußauen fördert die Bodenerosion und die Erhöhung der direkten Abflüsse. Dies führt zu einem erhöhten Stoffaustrag aus dem Gewässereinzugsgebiet, da die natürliche Stoffretention stark eingeschränkt wird (RIPL et al., 1994; ATTENBERGER, 1989).

Die Entwässerung fördert aerobe Stoffwechselbedingungen und damit die Mineralisation in Auen- und Moorböden sowie eine Mobilisierung von Nährstoffen und Schwermetallen in das Oberflächenwasser und das Grundwasser.

154. Das Selbstreinigungsvermögen des betroffenen Gewässers (s.a. Kap. 2.4, Tz. 116) wird stark beeinträchtigt. Unter dem Begriff des Selbstreinigungsvermögens eines Gewässers subsumiert man viele Teilprozesse, die für die Wasserqualität essentiell sind: Selbstreinigung im engeren Sinne (Kohlenstoff-Mineralisation) bedeutet die Fähigkeit, organische Stoffeinträge zu metabolisieren und zu mineralisieren (DVWK, 1990). Darüber hinaus schließt das Selbstreinigungsvermögen eines Gewässers auch die Sedimentation und Retention von Substanzen, die Biofiltration und die Denitrifikation sowie die atmosphärische und biogene Belüftung ein. Verstärkte Schlammablagerungen auf der Gewässersohle sind die Folge fehlender Sedimentationsräume (GUNKEL et al., 1994; OSTENDORP, 1992; SCHÖNBORN, 1992; WOLF et al., 1991).

Auen- und Bruchwälder

155. Die Auen- und Bruchwälder auf mineralischen beziehungsweise organischen Substraten sind Gehölzgesellschaften. Sie sind durch ein enges ökologisches Beziehungs- und Funktionsgefüge mit den sie umgebenden Oberflächen- und Grundwässern charakterisiert, stellen aber divergierende Ansprüche an ihren ökologischen Standortfaktor Wasser (MAYER, 1984; ELLENBERG, 1979, 1996).

Auenwälder besiedeln feuchte, durch regelmäßige Überschwemmungen und Sedimentationsprozesse gekennzeichnete Biotope auf mineralischem Boden. Überflutungshöhe und -dauer sowie vertikale und horizontale Grundwasserbewegungen, als Ausdruck eines natürlichen Wasserhaushaltes, sind standortprägende Faktoren. Die aquatischen, semiaquatischen und terrestrischen Lebensgemeinschaften dieses besonderen Lebensraumes sind in eindrucksvoller Weise an die Wechselbeziehungen zwischen Oberflächengewässer, Boden und Grundwasser angepaßt, und zwar unterschiedlich für Ober-, Mittel- und Unterlauf des Gewässers (ELLENBERG, 1996; SCHIEMER und WAIDBACHER, 1992; OTTO, 1991; BREHM und MEIJERING, 1990; GERKEN, 1988; REHFELD, 1986; EBERLE, 1979).

Die Wasser- und Nährstoffversorgung der Bruchwälder auf organischem Boden erfolgt durch das bis an die Geländeoberkante anstehende Grundwasser, das als Quell- oder Schichtwasser an die Oberfläche tritt, sowie durch niederschlagsbedingte Überstauungen. Die permanente Vernässung der nährstoffarmen Torfböden verhindert weitgehend eine Mineralisation. Die besonderen hydrologischen Standortbedingungen liefern die Voraussetzungen für einen artenreichen Lebensraum.

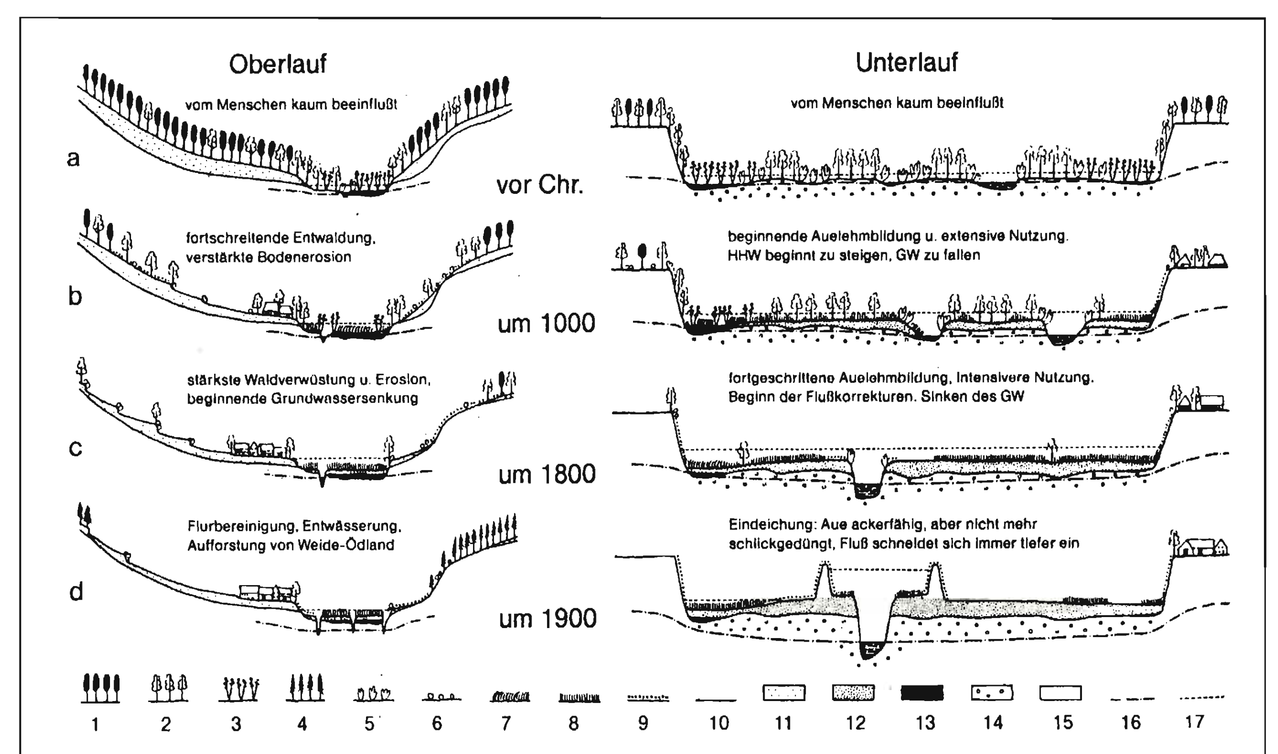
Meliorationsmaßnahmen, Maßnahmen der Flußregulierung, und damit Eingriffe in den natürlichen Wasserhaushalt, führen zu einer Vernichtung von Auen- und Bruchwäldern mit ihren Lebensgemeinschaften und zur Zerstörung der ökologischen Funktionen im Naturhaushalt.

Zur Grundwasserbewirtschaftung

156. Viele Grundwasserbewirtschaftungen stellen einen erheblichen Eingriff in den Naturhaushalt dar

Abbildung 3.1-4

Entwicklung einer mitteleuropäischen Flußtallandschaft im Ober- und Unterlauf bei zunehmender Entwaldung, Entwässerung, Erosion und Auelehmbildung



1 = Buchenwald, 2 = Eichen- u. a. Laubmischwälder, 3 = Erlenbruch, 4 = Nadelholz-Aufforstungen, 5 = Weidengebüsch, 6 = sonstige Gebüsche, 7 = Naßwiesen, 8 = Frischwiesen, 9 = Trockenwiesen, 10 = Äcker, 11 = Lößlehm, 12 = Auelehm, 13 = Moor, 14 = Kies, 15 = andere Bodenarten, 16 = mittlerer Grundwasserstand (GW), 17 = höchste Hochwasserhöhe (HHW). Die Signaturen 1–9 nicht maßstabsgerecht, die Bodenprofile 11–14 stark überhöht.

Quelle: ELLENBERG, 1996

Tabelle 3.1-2

Auswirkungen von Melioration und Gewässerausbaumaßnahmen auf die Tallandschaft und das Grundwasser

Parameter	Auswirkungen der Melioration auf die Tallandschaft
Melioration	Anlage von Meliorationsgräben in der Talaue, Erhöhung der Abflußleistung des Gewässers durch Begradigung und Ausbau
Begradigung	Laufzeitverkürzung des Gewässers erhöht die Fließgeschwindigkeit, es kann eine Tiefenerosion auftreten
Abflußverhalten	Der Hochwasserabfluß wird gesteigert, der Basisabfluß wird verringert; das Hochwasser wird im Gewässerbett abgeführt, es tritt erhöhte Drift auf; die Verringerung der Zahl der Überflutungen in der Talaue führt zum Rückgang der Feuchtwiesen
Grundwasserstand	Absenkung des Grundwassers in der Talaue durch die Tiefenerosion und durch die tiefe Sohllage des Gewässers; Bodenmineralisation im Einzugsgebiet führt zu Freisetzung von Nährstoffen
Biotopvielfalt	Rückgang der natürlichen Lebensräume (Verarmung an Biotopen und Mikrohabitaten, u. a. Buchten, Altarme, Kolke, semiaquatische Bereiche)
Selbstreinigung	Reduzierung des Selbstreinigungspotentials (verringerte Aufenthaltszeit, fehlende Sedimentation)
Erholungswert	Verringerung des Erholungswertes der Landschaft (Steigerung der Eintönigkeit)

Quelle: GUNKEL et al., 1996; verändert

und sind unter anderem mit Störungen des natürlichen Abflußgeschehens (Veränderungen von Fließrichtung und Strömungsgeschwindigkeit) und der natürlichen Grundwasserstände verbunden. Diese Störungen können sich, weit über den Eingriffsort hinaus, auf die Pflanzen- und Tierwelt grundwasserbeeinflußter Biotope auswirken.

Feuchtgebiete und Grünland

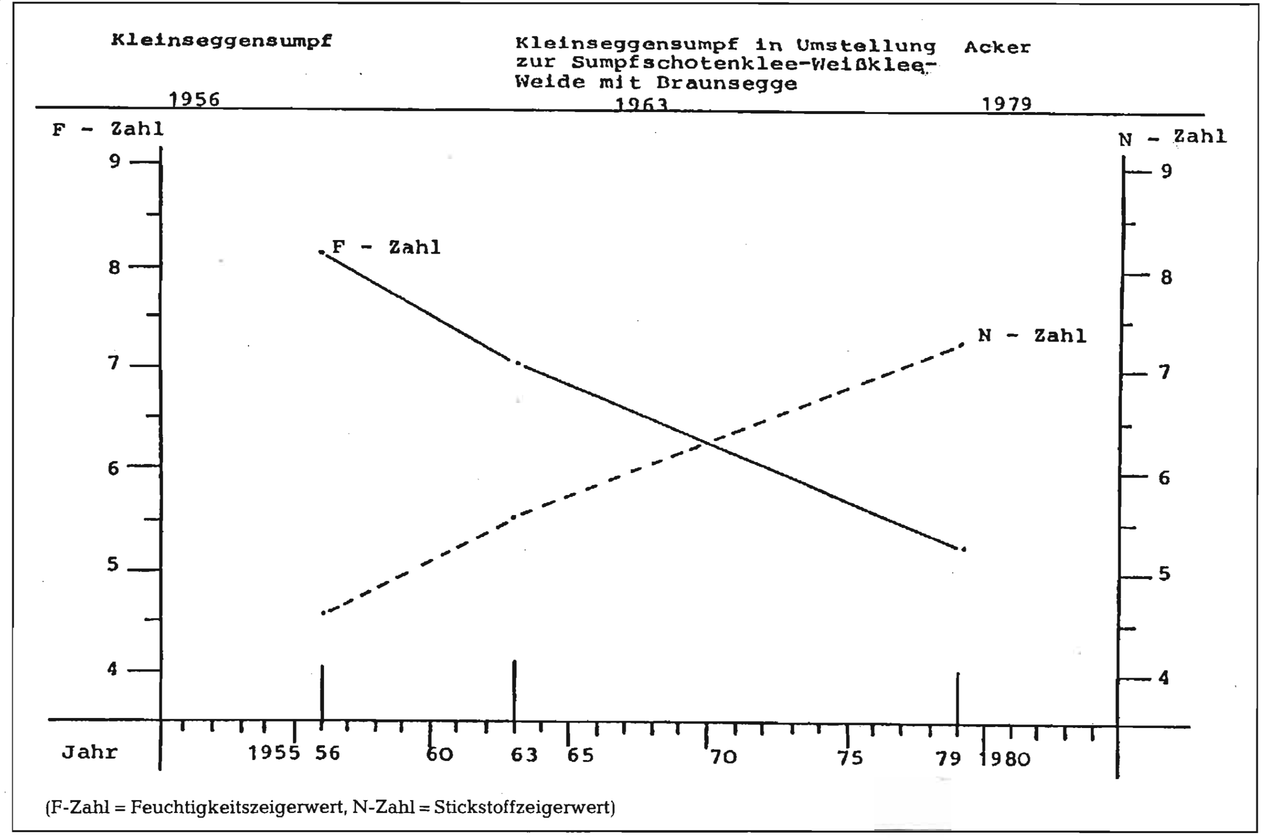
157. Anthropogene Eingriffe in den Wasserhaushalt sind eine der Hauptursachen für den Rückgang und die Gefährdung von Farn- und Blütenpflanzen (KORNECK und SUKOPP, 1988). 31,5 % der Farn- und Blütenpflanzen in Deutschland gelten als ausgestorben, gefährdet oder extrem selten (KORNECK et al., 1996). Gleiches gilt für Brutvögel und Schmetterlinge.

Besonders empfindlich reagieren Lebensgemeinschaften in grundwassernahen Feuchtgebieten und Grünland auf Veränderungen des Standortfaktors Wasser. In diesen Biotopen ist der Anteil von Organismen, die in sehr engen Grenzen den ökologischen Standortbedingungen angepaßt sind (stenotope Arten), besonders groß. Bei Feuchtgebieten handelt es sich um Landschaftsteile, deren pflanzliche und tierische Lebensgemeinschaften an das Vorhandensein von Wasser gebunden sind (ERZ, 1975). Ökosystemare Auswirkungen von Eingriffen in den Grundwasserhaushalt resultieren unter anderem in Artenverschiebungen, das heißt, stenotope Arten werden meist von ausbreitungsfähigen, ubiquitär vorkommenden Arten mit einer breiten Standortamplitude (eurytope Arten) verdrängt (s. Abb. 3.1-5). Dieser eingriffsbedingte Artenverschiebungsprozeß leitet meist die Zerstörung von Lebensgemeinschaften in Feuchtgebieten und damit den Verlust von Biodiversität ein.

Eingriffsfolgen bei Feuchtgebieten, insbesondere bei den sehr empfindlichen Mooren, sind das Aussterben der in sehr engen ökologischen Grenzen angepaßten Arten, mikroklimatische Veränderungen und die Ausbreitung standortfremder Vegetation mit hieraus resultierenden strukurellen Veränderungen der Vegetation und der standortgeprägten Fauna. Diese strukturellen Veränderungen sind als Ergebnis einer Jahre andauernden biologischen Wirkungskette nach einem erfolgten Eingriff in den Grundwasserhaushalt zu betrachten. Von den in Mitteleuropa

Abbildung 3.1-5

Eingriffsbedingte Veränderungen eines Kleinseggensumpfes mit stenotopen Arten zum Ackergrünland mit eurytopen Arten, dokumentiert an Veränderungen der Zeigerwerte; Fuhrberger Feld 1956 bis 1979



(F-Zahl = Feuchtigkeitszeigerwert, N-Zahl = Stickstoffzeigerwert)

Quelle: MEYER, 1980

noch teilweise vorhandenen großflächigen Mooren weist keines mehr einen ursprünglichen Wasserspiegel auf (ELLENBERG, 1996; GROSSE-BRAUCKMANN, 1962).

Charakterisierung grundwasserabhängiger Biotope

158. Die Charakterisierung grundwasserabhängiger Biotope erfolgt unter Darstellung ihres Grundwasserganges (EGLOFF und NAEF, 1982; NIEMANN, 1973; BAEUMER, 1962), insbesondere der Grundwasserflurabstände und ihrer Grundwasserüberschreitungsdauerlinien (BÖCKER, 1978), sowie mit Hilfe von Feuchtigkeitszeigerwerten (F-Werten) nach ELLENBERG (1979).

So sollte für den Erhalt einer grundwasserabhängigen Biozönose der Grundwasserflurabstand im Jahresdurchschnitt geringer als 50 cm sein. Die maximale jährliche Grundwasserabsenkung sollte 80 cm unter der Geländeoberkante nicht überschreiten.

Unter Verwendung von Wasserstufenkarten und ihrer Verknüpfung mit Vegetationskarten (BÖCKER, 1978; BAEUMER, 1962; TÜXEN, 1954a und b) können die Auswirkungen von Veränderungen des Standortfaktors Wasser auf die Vegetation dokumentiert werden. Die Zuordnung von Arten und Vegetationstypen zu bestimmten Wasserstufen ermöglicht es unter bestimmten bodenspezifischen Voraussetzungen auch, Wirkungsaussagen über strukturelle Eingriffe in den Wasserhaushalt auf die Vegetation zu prognostizieren (BLUME, 1975; Tab. 3.1-3).

159. Die Grundwasserabsenktiefen und ihre Auswirkung auf die betroffene Vegetation differieren in Abhängigkeit von den standortspezifischen Bodenverhältnissen (Tab. 3.1-4). Bereits 50 cm Absenktiefe können bei grobsandigen und tonigen Böden eine schädigende Wirkung haben (BLAUERMEL, 1978). Von Einfluß auf die Schadwirkung sind auch die Jahreszeit der Absenkung und die Niederschlagsmenge während der Vegetationsperiode.

Grundwasserabsenkungen bewirken, weit über den Eingriffsort hinaus, Veränderungen im Wasser-, Luft-, Wärme- und Nährstoffhaushalt des Bodens sowie Veränderungen der Bodenentwicklung. So bewirkt beispielsweise eine Grundwasserabsenkung bei quarzreichen, nährstoffarmen und sorptionsschwachen Sanden eine unzureichende Basenzuführung mit hieraus resultierender zunehmender Versauerung, Änderung der Humusform und Podsolierung. Veränderungen im Bodenlufthaushalt (Belüftungszunahme) führen zum Anstieg der Bodenredoxpotentiale bei gleichzeitiger Abnahme der Eisen-, Phosphat- und Manganverfügbarkeiten. Eine Belüftungszunah-

Abbildung 3.1-6

Ökologische Feuchtegrade und ihre Zeigerartengruppen in Feuchtgebieten, Grünland, Äckern und in Gärten

Ökologischer Feuchtegrad Mittlere Feuchtezahlen nach Ellenberg	Charakteristische Vegetationseinheiten (siehe Tabelle 93: Bestimmungsschlüssel)	Starktrocknisz. 2/3	Trocknis-zeiger 3/4	Mäßig-trocknisz. 4/5	Frische-zeiger 5/6	Mäßig-feuchtez. 6/7	Feuchte-zeiger 7/8	Nässe-zeiger 8/9	Wechsel-wasserz. 9/10	Nutzungseignung: Wiese	Weide	Acker	zu bevorzugende Nutzungsart
I meist offenes Wasser mF ± 9 u. mehr	Röhrichte, Großseggenriede									nein	nein	nein	–
II naß mF ± 8	Kleinseggenriede; großseggenreiche Mädesüß-Hochstaudenfluren und Feuchtwiesen									bedingt	nein	nein	–
III feucht mF ± 7	Seggenreiche Pfeifengraswiesen; typische Mädesüß-Hochstaudenfluren und Feuchtwiesen									ja	nein	nein	Grünland
IV mäßig feucht und wechselfeucht mF ± 6	Typische Pfeifengraswiesen; Pfeifengras-Borstgrasrasen und -Zwergstrauchheiden; Fuchsschwanz-Glatthaferwiesen; relativ feuchte Weißkleeweiden; Getreidewildkraut- und Gänsefußgesellschaften									ja	ja (Mähweide)	bedingt (periodisch zu feucht)	Grünland
V frisch und mäßig frisch mF ± 5	Frische Trespenrasen; typische Borstgrasrasen, Zwergstrauchheiden, Glatthaferwiesen, Weißkleeweiden, Getreidewildkraut- und Gänsefußgesellschaften									ja	ja	ja	Wechselland
VI mäßig trocken und wechseltrocken mF ± 4	Typische Trespenrasen; rel. trockene Borstgrasrasen, Zwergstrauchheiden, Glatthaferwiesen und Weißkleeweiden; mäßig trockene Getreidewildkraut- u. Gänsefußgesellschaften									bedingt	möglich	ja	Ackerland
VII trocken mF ± 3	Trockenrasen; trockene Getreidewildkraut- u. Gänsefußgesellschaften									nein	extensiv	ja	Ackerland
VIII sehr trocken mF ± 2 und weniger	Steppenrasen und Felsbandgesellschaften									nein	nein	nein	–

Quelle: AG Bodenkunde, 1982

Tabelle 3.1-3

Prognostizierte Eingriffswirkungen für einzelne Vegetationseinheiten im Naturschutzgebiet Teufelsbruch, Berlin-Spandau

Vegetations- und Bodeneinheit	F-Wert (nach ELLENBERG, 1979)	Derzeitige Grundwasserdynamik	Prognostizierte Folgen einer Grundwasserabsenkung im Osten des Moores um 1 m
Röhrichte und offene Wasserflächen	9,0	Grundwasserstand bis auf einige Wochen im Spätsommer ganzjährig über Flur anstehend	Vollständige Vernichtung, nachfolgende Verbuschung
Wurzelseggenmoor, mesotrophes Niedermoor	9,0	Grundwasser ganzjährig wenige cm unter Flur	Vollständige Vernichtung, nachfolgende Verbuschung
Fadenseggen-Übergangsmoor-Komplex auf mesothrophem Niedermoor bis Übergangsmoor	8,8	Grundwasser ganzjährig wenige cm unter Flur	Vernichtung seltener, konkurrenzschwacher Arten durch zunehmende Bewaldungstendenz, Veränderung des Mikroklimas
Erlen-Faulbaum-Gebüsch	8,8	Im Winterhalbjahr Grundwasser an der Oberfläche, im Sommer bis –50 cm fallend	Weitere Artenverschiebung durch zunehmende Bewaldungstendenz, Veränderung des Mikroklimas
Weidengebüsch	8,8	Grundwasser im Winterhalbjahr über die Oberfläche ansteigend, im Sommer knapp darunter	Artenverschiebung durch verstärktes Eindringen der Erle und Umwandlung der Gebüsch- in eine Waldvegetation
Erlen-Bruchwald	8,8	Grundwasser im Winterhalbjahr über die Oberfläche ansteigend, im Sommer bis –80 cm fallend	Artenverschiebung in der Krautschicht durch Verdrängung der charakteristischen, nässeabhängigen Arten
Schilf auf Moorgley	8,6	Grundwasser im Winterhalbjahr über die Oberfläche ansteigend, im Sommer bis –50 cm fallend	Ausbreitung von Austrocknungszeigern (besonders Horstschmiele) in der Krautschicht
Schilf mit Kiefern auf Anmoor- bis Moorgley	8,4	Grundwasser im Winter an die Oberfläche heranreichend, im Sommer bis –60 cm fallend	Ausbreitung von Austrocknungszeigern (besonders Horstschmiele) in der Krautschicht
Trockener Erlenbruchwald auf Naßgley und Anmoor	7,3	Grundwasser ganzjährig unter Flur, jedoch noch im Wurzelbereich	Weitere Artenverschiebung durch Massenausbreitung von Austrocknungszeigern in der Krautschicht; Aufkommen neuer Holzarten, Veränderung der Bodeneigenschaften
Moorbirken-Pfeifengras-Stadium auf Naßgley	7,4	Grundwasser ganzjährig unter Flur, jedoch im Wurzelbereich	Weitere Artenverschiebung durch Massenausbreitung von Austrocknungszeigern in der Krautschicht; Aufkommen neuer Holzarten, Veränderung der Bodeneigenschaften
Stieleichen-Birkenwald auf Gley und Kalkgley	6,1	Periodischer Grundwassereinfluß im Wurzelbereich	Artenverschiebung in der Krautschicht
Kiefernforsten, grundwassernah auf Rostbraunerde	5,5	Grundwasser periodisch im Wurzelbereich der Bäume	Wachstumsstockungen der Bäume, Wipfeldürre (insbesondere bei alten Eichen)
Grundwasserferne Forstgesellschaften auf Rostbraunerde	5,5	Grundwasser tiefer anstehend als der Wurzelbereich	keine Auswirkungen

Quelle: SUKOPP, 1981; verändert

Tabelle 3.1-4

Kapillare Aufstiegsraten und zur Pflanzenversorgung erforderliche Grundwasserflurabstände verschiedener Bodenarten

Bodenart	Untergrenze des effektiven Wurzelraumes bei Ackerland (dm)	Kapillare Aufstiegshöhe (dm) bei Raten von		Erforderlicher Grundwasserflurabstand (dm) unter Gelände für kapillaren Aufstieg von	
		3 mm/d	0,2 mm/d	3 mm/d (ausreichend)	0,2 mm/d (Grenzflurabstand)
1	2	3	4	5	6
Sand					
grobkörnig	5	3	6	8	11
mittelkörnig	6	5	9	11	15
tonig-schluffig	9	6	14	15	23
Schluff					
sandig	10	10	27	20	37
tonig	11	9	26	20	37
Ton					
schluffig	10	2	16	12	26

Quelle: RENGER und STREBEL, 1982

me des Bodens führt des weiteren zu einem Anstieg aerober, mikrobieller Stoffwechselleistungen der Bodenflora mit hieraus resultierendem beschleunigten Abbau organischer Substanz (z. B. von Torfen). Dies führt bei Mooren zu Sackungen (KUNTZE, 1981; GÖTTLICH, 1988 und 1965).

Hydrotechnische Maßnahmen, welche den natürlichen Grundwasserabfluß verändern, insbesondere bei der Errichtung von Brunnengalerien, können an Fließgewässern und grundwassergespeisten Seen zu einer Umkehr von effluenten zu influenten Abflußbedingungen führen (STAUDACHER, 1977). Die Abflußumkehr, verbunden mit einer Infiltration von eutrophiertem Oberflächenwasser, kann zu beträchtlichen mikrobiellen und stofflichen Einträgen in die Uferböden und, bei niedrigen Flurabständen, in das Grundwasser führen (vgl. DYCK und PESCHKE, 1995; ESS et al., 1988; BLUME und RÖPER, 1972).

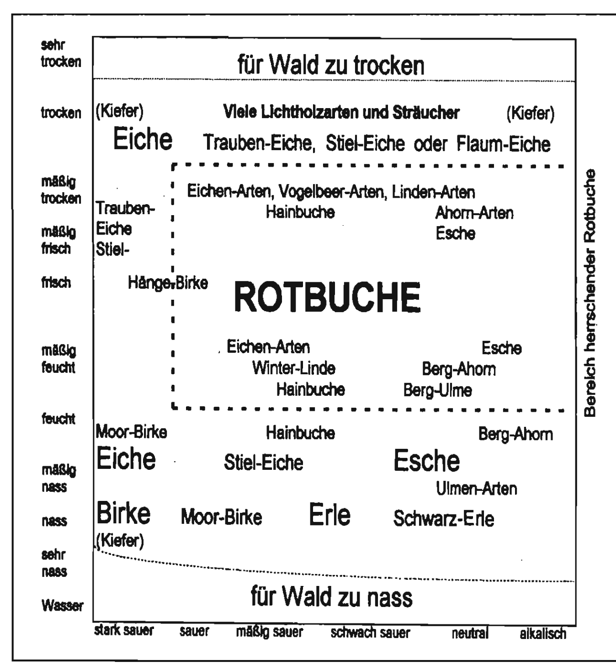
Wälder und Forsten

160. Waldgebiete sind bevorzugte Gebiete der Grundwassererschließung zur Trinkwassergewinnung. Im Rahmen einer ökologischen Wasserbewirtschaftung sind im Vorfeld standortspezifische Untersuchungen zur Durchwurzelungstiefe und Abhängigkeit vom Grundwasser unter Berücksichtigung der bodenkundlichen Gegebenheiten durchzuführen. Irreversible Vegetationsveränderungen und Baumschäden sind insbesondere dort zu erwarten, wo das Grundwasser einen überwiegenden Anteil an der Gesamtwasserversorgung hat und das Wurzelsystem der betroffenen Vegetation in Kontakt mit dem Grundwasser steht. Der Gefährdungsgrad von Bäumen steht in direkter Abhängigkeit vom Grundwasserstand vor dem Eingriff und der hieraus resultierenden Durchwurzelungstiefe und dem standortgeprägten kapillaren Aufstiegsvermögen. Je höher der Grundwasserstand, je größer die Durchwurzelungstiefe und je größer das kapillare Aufstiegsvermögen vor dem Eingriff war, desto nachteiliger wird sich eine Grundwasserabsenkung auswirken. Das kapillare Aufstiegsvermögen ist standortgeprägt und steht in Abhängigkeit von Baumart und -alter sowie den Bodenverhältnissen (DÖRING-MEDERAKE, 1991). Aus dem Verhältnis der Wasserspannung und der Wasserleitfähigkeit läßt sich der für die Wasserversorgung wesentliche Parameter des kapillaren Aufstiegs berechnen. Für die Prognose der Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen auf die Vegetation ist die Kenntnis des Grenzflurabstandes entscheidend (Abb. 3.1-7). Wird dieser eingriffsbedingt unterschritten, so wird das kapillare Nachlieferungsvermögen für die pflanzliche Wasserversorgung bedeutungslos.

An Bäumen von grundwasserabhängigen Feuchtwäldern und Parken führen Eingriffe in den Wasserhaushalt durch Grundwasserabsenkungen zu Bestandsschäden, symptomatisch erkennbar an vorzeitigem Laubfall, Kronentrockenheit und erhöhtem Schädlingsbefall, resultierend in einer Zuwachsminderung bis hin zum Absterben betroffener Bäume und Waldbestände. Des weiteren führen Grundwasserabsenkungen zu irreversiblen Standortschäden mit verschlechterten Leistungskapazitäten.

Abbildung 3.1-7

Ökogramm der in der submontanen Stufe Mitteleuropas bei gemäßigt-subozeanischem Klima auf ungleich feuchten und basenhaltigen Böden waldbildenden Baumarten



nach ELLENBERG, 1996

Zu thermischen Grundwasserbelastungen *(vgl. Kap. 2.4)*

161. Anthropogene thermische Grundwasserbelastungen sind (s. Abschn. 2.4.3) bekannt und teilweise dokumentiert (KOBUS und SÖLL, 1992; HÖTZL und MAKURAT, 1981; BALKE, 1974). Die Auswirkungen thermischer Wasserbelastungen auf Grundwasser lassen sich derzeit nur aufgrund allgemeingültiger Analogieschlüsse von Wirkungen thermischer Wasserbelastungen auf Oberflächengewässer abschätzen (vgl. LANGFORD, 1990).

3.1.3 Ökosystembezogene Auswirkungen stofflicher Eingriffe

162. Die Grundwasserlebensgemeinschaften sowie deren ökologische Funktion im Gewässerhaushalt werden im Bereich umweltwissenschaftlicher Forschung immer noch unzureichend berücksichtigt. Somit ist auch der Kenntnisstand über die Beeinflussung und Veränderung von autochthonen Grundwasserbiozönosen durch stoffliche Einträge in den Grundwasserlebensraum noch sehr lückenhaft. Untersuchungen hierzu haben sich hauptsächlich auf mikrobielle Biozönosen beschränkt (u. a. BIRGER, 1997; DOTT et al., 1996; FILIP et al., 1989; KÖLBEL-BOELKE et al., 1988).

Neben den abiotischen (geochemischen und physikalischen) Abläufen ist die enorme Bedeutung der aus den vielfältigen Wechselbeziehungen der Grundwasserlebensgemeinschaften resultierenden biologischen Prozesse (Stoffwechselprozesse) für die Grundwasserbeschaffenheit unumstritten (s. u. a. CHAPELLE und BRADLY, 1997; DVWK, 1988).

Untersuchungen zur Mikrobiologie (mikrobielle Biozönosen) der vorwiegend gesättigten Zone des Grundwasserlebensraumes (s. u. a. WEIGERT, 1996; MATTHESS, 1990; NEHRKORN, 1988) zeigen, daß das hoch diverse mikrobielle Artenspektrum des Grundwasserlebensraumes beispielsweise signifikant verschieden ist vom Artenspektrum des kommunizierenden Oberflächengewässers (HIRSCH und RADES-ROKOHL, 1988, 1986, 1983a und b; HIRSCH, 1986). Inwieweit es sich um eine anthropogen nicht beeinflußte Flora handelt, läßt sich in den meisten Fällen aufgrund fehlender Daten nur schwer überprüfen. Der Grundwasserlebensraum kann sich in zahlreiche kleinräumige, nur Millimeter von einander entfernte Mikrohabitate mit unterschiedlichen Standortbedingungen untergliedern. Diese Mikrohabitate eines Grundwasserleiters können sich sowohl in ihren Artenspektren als auch in den physiologischen Leistungen erheblich voneinander unterscheiden. Diese physiologische Diversität ist gleichzeitig Ausdruck eines hohen potentiellen, mikrobiellen Abbauvermögens von anthropogen eingetragenen, unterschiedlichen xenobiotischen Substanzen (Selbstreinigungsvermögen) (FILIP, 1989, 1988a und b; KÖLBEL-BOELKE, 1988; KÖLBEL-BOELKE et al., 1988; LEE et al., 1988). Im Rahmen biotischer Abbauprozesse der eingetragenen Xenobiotika kommt es zu mikrobiellen Adaptationsprozessen an die veränderten stofflichen Standortbedingungen. Diese durch den Stoffeintrag ausgelösten Prozesse können in einer Artenverschiebung mit Selektionsvorteil für zum Abbau befähigte Arten resultieren. Inwieweit dieser ausgelöste Artenverschiebungsprozeß reversibel ist, läßt sich nicht allgemeingültig beantworten (AELION et al., 1987; WILSON et al., 1985).

Im Unterschied zu den mikrobiellen Biozönosen ist der Erforschung heterogener Biozönosen, das heißt den vielfältigen Wechselbeziehungen und Synergien von Bakterien, Protozoen, Metazoen, Pilzen und höher entwickelten Grundwassertieren (z. B. Krebsen) und deren Bedeutung für Grundwasserbeschaffenheit sowie die Auswirkungen von Eingriffen zu wenig Aufmerksamkeit gewidmet worden, so daß der Kenntnisstand hier völlig unzureichend ist.

3.1.4 Anforderungen an einen ökologisch orientierten Grundwasserschutz

163. Mit Bezug auf die ökologischen Auswirkungen struktureller, stofflicher, mikrobieller und thermischer Eingriffe auf den Lebensraum Grundwasser besteht generell erheblicher Forschungsbedarf. Nicht zuletzt auch aus einem nutzungsorientierten Interesse verdienen diese Wirkungsuntersuchungen besondere Beachtung. Nur ein Erhalt der biologischen Funktionen und Leistungsfähigkeit des Lebensraumes Grundwasser mit seinen

Tabelle 3.1-5

Ziele und Maßnahmen zu einer dauerhaft umweltgerechten Gewässerentwicklung

Kurzfristig	**Mittelfristig**	**Langfristig**
	Oberflächengewässer	
Extensivierung der Unterhaltung	Extensivierung der Auennutzung	Entwicklung gewässertypischer Strukturen durch morphodynamische Umlagerungen
Ausweisung von Randstreifen	Änderung der Hochwasserschutzkonzeption durch konsequenten Schutz und Wiederherstellung natürlicher Retentionsräume	Erreichen vieler naturnaher Gewässerstrukturen
Einstellung jeglicher Ausbau- und Regulierungsmaßnahmen an verbliebenen naturnahen Fließgewässern	Gewässerrückbau und Renaturierungsmaßnahmen	Wiederherstellen der ökologisch funktionellen Einheit von Oberflächengewässer, Flußauen, Böden und Grundwasserkörper
Entfernung von Ufer- und Sohlensicherungen	Wiederherstellung natürlicher Abflußbedingungen	Förderung des Selbstreinigungspotentials
Duldung von Uferabbrüchen	Regeneration des Geschiebehaushaltes	
Förderung von Auskolkungen und Anlandungen	Erweiterung der Ufergehölzstreifen zu auwaldähnlichen Beständen	
Reduzierung stofflicher und mikrobieller Einträge		
	Grundwasser	
Flächendeckender, räumlich differenzierter Grundwasserschutz	Reduzierung stofflicher und mikrobieller Einträge	Flächendeckend anthropogen möglichst unbelastetes Grundwasser
Eine an den ökosystemaren Funktionen im Landschaftshaushalt orientierte Nutzung	An Standorten von grundwasserabhängigen Biozönosen sollten eingriffsbedingte Grundwasserabsenkungen max. geringer als 80 cm sein	
Integrierter Grundwasserschutz im Rahmen eines gesamtheitlichen Gewässerschutzes	Förderung von Forschungstätigkeit auf dem Gebiet der Ökologie heterogener Grundwasserbiozönosen	
Erweiterung der bestehenden Gebietskategorien (Einheiten, vgl. Kap. 5.3)		

SRU/SG '98/Tab. 3.1-5

Lebensgemeinschaften kann eine zur Trinkwassernutzung geeignete Grundwasserbeschaffenheit nach DIN 2000 (Tz. 198) gewährleisten (vgl. DVWK, 1988).

Im Sinne einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung muß Grundwasserschutz bereits in seinem Betrachtungsansatz auf die zugrunde liegenden, vielfältigen Wirkungsbeziehungen ausgerichtet sein. Hierzu gehört vor allem eine gesamtheitliche Betrachtung des funktionellen Wirkungsgefüges von Luft, Wasser, Boden und Lebensgemeinschaften. Das angestrebte Umweltqualitätsziel „flächendeckend anthropogen möglichst unbelastetes Grundwasser" kann nur als Ergebnis eines gesamtheitlichen Schutzkonzeptes für Gewässer und Böden erreicht werden (siehe Kap. 5).

Trotz aller Maßnahmen und Erfolge der bisherigen Umweltpolitik ist diese bisher nicht den Erfordernissen eines dauerhaft umweltgerechten, an den ökologischen Funktionen im Landschaftshaushalt orientierten, gesamtheitlichen Gewässerschutzes gerecht geworden. Die bisher getroffenen Maßnahmen konnten noch nicht einmal den Bestand an verbliebenen naturnahen Flußauen sichern.

Der Umweltrat spricht sich für einen konsequenten Schutz der vorhandenen naturnahen Gewässereinzugsgebiete mit ihren Wasserretentionsräumen, Talauen, Biotopen und Lebensgemeinschaften im Rahmen eines flächendeckenden Grundwasserschutzes aus. Darüber hinaus fordert der Umweltrat eine drastische Verminderung der Gewässerbeeinträchtigungen durch Landnutzung und eine an den ökologischen Funktionen des Gewässerhaushaltes orientierte Gewässerbewirtschaftung (s. Tab. 3.1-5). Der Umweltrat unterstreicht seine Forderung, jegliche Ausbau- sowie Regulierungsmaßnahmen an noch vorhandenen nicht aufgestauten, naturnahen Fließgewässern wie an Ober- und Mittelelbe, Havel und Saale zu unterlassen (SRU, 1996a, Tz. 345) und bei anthropogen überprägten Flußauen und Gewässern sukzessive Renaturierungsmaßnahmen einzuleiten.

Das Bild der anthropogen geformten Fließgewässer unserer heutigen Kulturlandschaft ist das Ergebnis einer bereits Jahrhunderte währenden Landschaftsentwicklung infolge Gewässerausbaumaßnahmen und einer intensiven Gewässerbewirtschaftung. Ein überwiegender Anteil der Eingriffsfolgen ist irreversibel. Der Umweltrat ist sich bewußt, daß ein dauerhaft umweltgerechter, an den ökologischen Funktionen im Landschaftshaushalt orientierter gesamtheitlicher Gewässerschutz keine Forderung nach einer Rückkehr zu einer ursprünglichen Naturlandschaft darstellt. Der Umweltrat sieht die Notwendigkeit, im Rahmen eines gesamtheitlichen Ansatzes die bestehenden Gewässernutzungsinteressen sowie alle den Gewässerhaushalt beeinträchtigenden Maßnahmen den wesentlichen ökologischen Funktionen im Landschaftshaushalt nachzuordnen. Produktivitätsbewertungen von Kulturflächen müssen sowohl den ökonomischen Ertrag als auch das Ausmaß an ökologischen Funktionsstörungen berücksichtigen.

3.2 Auswirkungen auf die Grundwassernutzung

3.2.1 Auswirkungen auf die Gesundheit des Menschen

3.2.1.1 Gesundheitliche Auswirkungen von stofflichen Einwirkungen

164. Der Mensch kommt mit Grundwasser in der Regel nur in Form von Trinkwasser oder Mineral- und Tafelwasser in Kontakt. Bevor ein Grundwasser als Trink-, Mineral- oder Tafelwasser in Verkehr gebracht werden kann, müssen bestimmte Anforderungen bezüglich der stofflichen Beschaffenheit erfüllt sein. Für Trinkwasser sind entsprechende Umweltstandards (Grenz- und Richtwerte) in der Trinkwasserverordnung, für Mineral- und Tafelwasser in der Mineral- und Tafelwasserverordnung festgelegt. Die Umweltstandards für Stoffe, die geeignet sind, die menschliche Gesundheit zu schädigen, können unterteilt werden in Einzel- und Summenparameter. Bei den Einzelparametern handelt es sich überwiegend um anorganische Parameter (Kationen, Anionen), während die organischen Verunreinigungen überwiegend anhand von Summenparametern überprüft werden. Die Umweltstandards orientieren sich zum Teil an toxischen Wirkungen, zum Teil aber auch an sensorisch-ästhetischen Kriterien (DIETER, 1994). Immer jedoch gelten das Vermeidungs- und das Vorsorgeprinzip, das heißt, es sollen möglichst keine anthropogenen Verunreinigungen in Form von gesundheitsschädlichen Stoffen im Wasser vorhanden sein (vgl. SRU, 1996a, Tz. 802 ff., Tab. 3.2.1-1).

165. Die Vielzahl der Stoffe, die in das Grund- und Trinkwasser gelangen können, ist nahezu unüberschaubar. Daher kann die Stoffliste der Grenz- und Richtwerte in der Trinkwasserverordnung nicht vollständig sein, und es muß eine möglichst sinnvolle Parameterauswahl getroffen werden (vgl. Abschn. 2.3.1). Nach der Trinkwasserverordnung dürfen andere als die aufgeführten Stoffe nicht in Konzentrationen im Trinkwasser vorkommen, „die geeignet sind, die menschliche Gesundheit zu schädigen" (§ 2 Abs. 2). Die Konzentrationen von Stoffen, die das Trinkwasser verunreinigen oder seine Beschaffenheit nachteilig beeinflussen können, sollen „so niedrig gehalten werden, wie dies nach dem Stand der Technik mit vertretbarem Aufwand unter Berücksichtigung der Umstände des Einzelfalls möglich ist" (§ 2 Abs. 3).

Vor allem Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln sowie Nitrat werden großflächig in das Grundwasser eingetragen und haben dort teilweise schon Konzentrationen erreicht, die die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung überschreiten. Die Wirkung von Nitrat und Nitrit auf die menschliche Gesundheit hat der Umweltrat bereits ausführlich beschrieben (SRU, 1994). Besonderes Augenmerk richtet der Umweltrat im folgenden auf den flächenhaften Eintrag von sekundären Luftschadstoffen, vor allem von Halogencarbonsäuren und Nitrophenolen. Zu prüfen ist auch, inwieweit Einträge von Arzneimittelwirkstoffen in das Grundwasser relevant für die Umwelt und die menschliche Gesundheit sind.

Tabelle 3.2.1-1

Übersicht über bestehende Grenzwerte für Trinkwasser

Stoff	Hauptbelastungsquellen [1])	Trinkwassergrenzwerte [µg/L]		Begründung	duldbare und empfohlene Aufnahmemengen der WHO [µg/kg KG/d] [2])
		anorganische Parameter			
Aluminium	– geogen, – erhöhte Säuredeposition, – fehlerhafte Trinkwasseraufbereitung	Trinkwasserverordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	200 200 200 3 000	ästhetisch (Geschmack, Trübung) ästhetisch (Geschmack, Trübung) ästhetisch (Geschmack, Trübung) gesundheitlich (10 % des TDI)	TDI: 1 000
Arsen	– geogen, – Altablagerungen	Trinkwasserverordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	10 50 10 40	gesundheitlich (50 % des TDI) gesundheitlich gesundheitlich (50 % des TDI) gesundheitlich	PTWI: 840 µg/kg KG und Woche TDI: 2 (Entgiftungskapazität von 200 bis 250 µg pro Person und Tag)
Barium	– geogen	Trinkwasserverordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	1 000 100 700 k.A.	trinkwasserhygienisch trinkwasserhygienisch gesundheitlich und trinkwasserhygienisch	TDI: 51
Blei	– Korrosion von Leitungen, – geogen	Trinkwasserverordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	40 50 10 40 (s) 80 (e)	gesundheitlich gesundheitlich gesundheitlich (50 % des TDI) gesundheitlich	TDI: 3,5 (s) 7 (e) (Verhinderung einer Akkumulation im kindlichen Organismus)
Cadmium	– Korrosion von Leitungen, – geogen, – erhöhte Säuredeposition	Trinkwasserverordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	5 5 3 10	gesundheitlich gesundheitlich (10 % des TDI) gesundheitlich gesundheitlich	PTWI: 400 bis 500 µg/kg KG und Woche TDI: 1 (Verhinderung einer zu starken Akkumulation in der menschlichen Niere: 1/4 der kritischen Konzentration von 50 mg/kg Nierenrinde werden während eines 70jährigen Lebens erreicht)
Chlorid	– geogen, – Uferfiltrat	Trinkwasserverordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	250 000 25 000 k.A. k.A.	gesundheitlich trinkwasserhygienisch	ETA: 10 bis 50 mg/kg KG und Tag
Chrom (CrIII und CrVI)	– Uferfiltrat, – geogen, – metallische Werkstoffe	Trinkwasserverordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	50 50 50 150	unklar unklar unklar unklar	ETA: 1 bis 3 µg/kg KG und Tag

noch Tabelle 3.2.1-1

noch Übersicht über bestehende Grenzwerte für Trinkwasser

Stoff	Hauptbelastungsquellen[1])	Trinkwassergrenzwerte [µg/L]		Begründung	duldbare und empfohlene Aufnahmemengen der WHO [µg/kg KG/d][2])
anorganische Parameter					
Cyanid	– Altablagerungen	Trinkwasserverordnung	50	gesundheitlich	TDI: 12
		EG/EU	50	gesundheitlich	
		WHO	50	gesundheitlich	
		BGA/BgVV	200	gesundheitlich	
Fluorid	– geogen	Trinkwasserverordnung	1 500	gesundheitlich	ETA: 20 bis 70
		EG/EU	700 bis 1 500	gesundheitlich	
		WHO	15 000	gesundheitlich	
		BGA/BgVV	3 000	gesundheitlich	
Kupfer	– Korrosion von Leitungen	Trinkwasserverordnung	3 000	ästhetisch (sensorisch)	TDI: 50 bis 500 (NOAEL für chronische Wirkung auf die Leber des Hundes)
		EG/EU	3 000	ästhetisch (sensorisch)	
		WHO	1 000	gesundheitlich (10 % des TDI)	
		BGA/BgVV	3 000	gesundheitlich	ETA: 50 bis 70
Mangan	– geogen	Trinkwasserverordnung	50	ästhetisch (Trübung durch MnO_2)	TDI: 100 (NOAEL aus Tierversuchen; verschiedene Wirkungsendpunkte: Nervensystem, Schilddrüse, männliche Keimdrüse)
		EG/EU	50	ästhetisch (Trübung)	
		WHO	500	gesundheitlich (10 % des TDI)	
		BGA/BgVV	200 (s) 1 000 (e)	gesundheitlich	ETA: 30 bis 50
Natrium	– geogen, – Wasserenthärtung, – Uferfiltrat	Trinkwasserverordnung	150 000	trinkwasserhygienisch, gesundheitlich	ETA: 7 bis 35 mg/kg KG und Tag
		EG/EU	175 000	trinkwasserhygienisch, gesundheitlich	
		WHO	200 000	trinkwasserhygienisch, gesundheitlich	
		BGA/BgVV	500 000	trinkwasserhygienisch, gesundheitlich	
Nickel	– geogen, – anthropogen (Umwandlung von NiS in $NiSO_4$ in Gegenwart von Nitrat), – aus metallischen Werksoffen	Trinkwasserverordnung	50	gesundheitlich (Schutz vor Sensibilisierung)	TDI: 5
		EG/EU	50	gesundheitlich (Schutz vor Sensibilisierung)	
		WHO	20	gesundheitlich (Schutz vor Sensibilisierung)	
		BGA/BgVV	150	gesundheitlich (Schutz vor Sensibilisierung)	
Nitrat	– Düngung, – Deposition, – Uferfiltrat	Trinkwasserverordnung	50 000	trinkwasserhygienisch, gesundheitlich	TDI: 3,65 mg/kg KG und Tag (Methämoglobinbildung bei Säuglingen)
		EG/EU	50 000	trinkwasserhygienisch, gesundheitlich	
		WHO	50 000	trinkwasserhygienisch, gesundheitlich	
		BGA/BgVV	50 000 (s) 90 000 (e)	gesundheitlich	

noch Tabelle 3.2.1-1

noch Übersicht über bestehende Grenzwerte für Trinkwasser

Stoff	Hauptbelastungsquellen [1])	Trinkwassergrenzwerte [µg/L]		Begründung	duldbare und empfohlene Aufnahmemengen der WHO [µg/kg KG/d] [2])
		anorganische Parameter			
Nitrit	– Reduktion von Nitrat an verzinkten Stahlrohren, – anthropogen (Umwandlung von NiS in $NiSO_4$ in Gegenwart von Nitrat), – aus metallischen Werkstoffen	Trinkwasserverordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	50 50 20 150	gesundheitlich (Schutz vor Sensibilisierung) gesundheitlich (Schutz vor Sensibilisierung) gesundheitlich (Schutz vor Sensibilisierung) gesundheitlich (Schutz vor Sensibilisierung)	TDI: 5
Quecksilber	– geogen	Trinkwasserverordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	1 1 1 5	gesundheitlich gesundheitlich gesundheitlich gesundheitlich	TDI: 50
Silber	– geogen, – Verwendung bei der Trinkwasserkonservierung	Trinkwasserverordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	10 50 k.A. k.A.	gesundheitlich, trinkwasserhygienisch gesundheitlich	keine Werte
Sulfat	– geogen, – biogen durch bakterielle Oxidation von Sulfiden – Uferfiltrat	Trinkwasserverordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	250 250 250 500	gesundheitlich, trinkwasserhygienisch (laxative Wirkung, geschmackliche Beeinträchtigung) gesundheitlich, trinkwasserhygienisch (laxative Wirkung, geschmackliche Beeinträchtigung) gesundheitlich, trinkwasserhygienisch (laxative Wirkung, geschmackliche Beeinträchtigung) gesundheitlich, trinkwasserhygienisch (laxative Wirkung, geschmackliche Beeinträchtigung)	keine Werte
Zink	– Korrosion verzinkter Leitungen, – geogen	Trinkwasserverordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	5 5 3 k.A.	ästhetisch ästhetisch ästhetisch	keine Werte
		organische Parameter			
LCKW (1,1,1-Trichlorethan, Dichlormethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen)	– anthropogen (meist Punktquellen unter Ballungsgebieten mit definiertem Verursacher)	Trinkwasserverordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	10 1 20,5 bis 1450 50	gesundheitlich trinkwasserhygienisch gesundheitlich (Einzelwerte) gesundheitlich	TDI zwischen 6 und 24 µg/kg KG und Tag für die möglichen Humankanzerogene Dichlormethan, Tri- und Tetrachlorethen; TDI: 480 mg/kg KG und Tag für die gering toxische Verbindung 1,1,1-Trichlorethan

noch Tabelle 3.2.1-1

noch Übersicht über bestehende Grenzwerte für Trinkwasser

Stoff	Hauptbelastungs-quellen [1])	Trinkwassergrenzwerte [µg/L]		Begründung	duldbare und empfohlene Aufnahmemengen der WHO [µg/kg KG/d] [2])
organische Parameter					
Tetrachlormethan	– anthropogen (meist Punktquellen unter Ballungsgebieten mit definiertem Verursacher)	Trinkwasser-verordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	3 1 3 6	gesundheitlich trinkwasserhygienisch gesundheitlich gesundheitlich	TDI: 0,7
1,2-Dichlorethan	– Abbauprodukt von chlorierten Kohlenwasserstoffen	Trinkwasser-verordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	k.A. k.A. 30 k.A.	gesundheitlich (WHO)	Der Grenzwert wurde nach dem linearen Multi-Stage-Modell unter Zugrundelegen eines zusätzlichen Krebsrisikos von 10^{-5} abgeleitet.
Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe Benzo(*ghi*)perylen, Fluoranthen, Benzo(*b*)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Indeno(*1,2,3-cd*)pyren	– biogen: Abbauprodukte pflanzlicher Materialien – anthropogen: Altablagerungen, Bodenverunreinigungen, Anstrichmaterialien von Trinkwasserleitungen und -behältern	Trinkwasser-verordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	0,2 0,2 0,7 0,4	gesundheitlich gesundheitlich gesundheitlich gesundheitlich	Je nach Verbindung mehr oder weniger großes kanzerogenes Potential; Benzo(*ghi*)perylen und Fluoranthen sind nicht kanzerogen; WHO-Wert über zusätzliches Krebsrisiko von 10^{-5} für Benzo(a)pyren abgeleitet.
Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln	– Pflanzenschutzmaßnahmen in Landwirtschaft, Erwerbsgartenbau, Weinbau, zur Freihaltung von Flächen usw.)	Trinkwasser-verordnung EG/EU WHO BGA/BgVV	0,1 0,5 k.A. k.A. k.A.	Einzelwert; trinkwasserhygienisch Summenwert, trinkwasserhygienisch	ADI- und DTA-Werte vgl. Tz.

[1]) in der Reihenfolge ihrer Wichtigkeit
[2]) WHO: Weltgesundheitsorganisation; wenn nicht anders angegeben, Angaben in µg pro kg Körpergewicht und Tag (µg/kg KG/d)

Abkürzungen:
BGA: ehemaliges Bundesgesundheitsamt
BgVV: Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin, Nachfolgebehörde des BGA
BGA/BgVV: Ausnahmewerte des ehemaligen BGA bzw. des BgVV
CrIII: dreiwertiges Chrom
CrVI: sechswertiges Chrom
e: Erwachsene
EG/EU: EU-Trinkwasserrichtlinie (Richtlinie des Rates über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch)
ETA: empfohlene tägliche Aufnahmemenge für essentielle Stoffe
KG: Körpergewicht
LCKW: Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
NiS: Nickelsulfid
$NiSO_4$: Nickelsulfat
NOAEL: No Observed Adverse Effect Level
PTWI: Provisional Tolerable Weekly Intake
s: Säuglinge
TDI: Tolerable Daily Intake; tolerierbare tägliche Aufnahmemenge

Begründungen:
gesundheitlich: auf der Basis toxikologischer Erkenntnissse
trinkwasserhygienisch: Vorsorge, diese Stoffe sollten möglichst nicht im Trinkwasser vorhanden sein

nach DIETER, 1994

Die im Grundwasser festgestellten Konzentrationen der oben genannten Stoffe und Stoffgruppen liegen im Mikro- bis Milligrammbereich (vgl. Abschn. 2.3.1). In diesen Bereichen zeigen sich in der Regel keine akut toxischen Wirkungen.

166. Ob ein Stoff, der über das Trinkwasser aufgenommen wird, eine toxische Wirkung entfaltet, ist von vielen verschiedenen Faktoren abhängig. Die wichtigsten Faktoren sind das toxische Potential der aufgenommenen Verbindung sowie der Aufnahmepfad in den Körper und die aufgenommene Dosis. Außerdem sind die Häufigkeit der Exposition sowie die Empfindlichkeit des exponierten Individuums gegenüber der toxischen Wirkung der Substanz von Bedeutung.

Es gibt drei mögliche Aufnahmepfade für Stoffe aus dem Trinkwasser:

- *Ingestion* entweder durch Trinken des Wassers oder durch Essen von Lebensmitteln, die mit Trinkwasser zubereitet wurden
- *Einatmen* von Dämpfen beim Duschen, Baden, Kochen oder Waschen
- *Aufnahme* über die Haut beim Duschen, Baden oder Waschen.

Da Trinkwasser meist getrunken oder für die Zubereitung von Essen verwendet wird, werden die darin enthaltenen Stoffe überwiegend oral aufgenommen. Daher ist es für die toxische Wirkung von Stoffen, die über das Trinkwasser aufgenommen werden, von Bedeutung, wie hoch die Resorptionsrate dieser Verbindungen im Magen-Darm-Trakt ist.

3.2.1.1.1 Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln

167. Die am häufigsten im Grundwasser gefundenen Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln gehören zur Stoffgruppe der Triazinherbizide (z. B. Atrazin, Simazin, Propazin, Terbuthylazin sowie die Metaboliten Desisopropyl- und Desethylatrazin), der Harnstoff- und Carbonsäurederivate (z. B. Diuron, Isoproturon, Methabenzthiazuron sowie Mecoprop, Dichlorprop und MCPA), der Anilide (z. B. Metazachlor, Metolachlor, Alachlor) und der sonstigen Heterozyklen (z. B. Hexazinon, Bentazon, Metribuzin) (vgl. Tz. 71 ff.).

Die Datenlage und der Stand der wissenschaftlichen Erkenntnis zur Toxikologie der Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln ist unzureichend. Nach Artikel 14 der Richtlinie 91/414/EWG ist die Zusammenfassung der Testergebnisse öffentlich zugänglich. Details über toxikologische Untersuchungen, die im Rahmen der Zulassung von Pflanzenbehandlungsmitteln durchgeführt werden, sind aufgrund der Wahrung des Betriebs- und Geschäftsgeheimnisses aber nur den Zulassungsbehörden zugänglich. Eine kritische Beurteilung etwaiger kanzerogener Wirkungen und eine toxikologische Bewertung können hier auf Grundlage der publizierten Daten nicht erfolgen.

Triazinderivate

168. Die hauptsächlich als Herbizide verwendeten Triazinverbindungen werden gut im Magen-Darm-Trakt resorbiert. Sie besitzen eine geringe akute Toxizität. Die Dosis, die bei 50 % der eingesetzten Tiere tödlich wirkt (LD_{50}), liegt bei Ratten bei oraler Applikation mit dem Futter je nach Verbindung zwischen einem und zehn Gramm pro Kilogramm Körpergewicht. Übertragen auf das Trinkwasser, entspräche das einer Konzentration von 7 bis 70 g/L oder 7 000 000 bis 70 000 000 µg/L bei Ratten mit einem durchschnittlichen Körpergewicht von 350 g und einer täglichen Wasseraufnahme von 0,05 Litern (LOOSLI, 1994).

In der Mehrzahl der pro- und eukaryontischen *In-vitro*-Testsysteme verursachen Triazinherbizide wie Atrazin, Simazin, Terbuthylazin und Propazin weder DNA-Schäden (Schäden an der Erbsubstanz) noch wirken sie mutagen. Auch in Anwesenheit von Metabolisierungssystemen aus Säugerzellen (meist Leberzellextrakte von Ratten oder Mäusen) wurden keine DNA-schädigenden oder mutagenen Wirkungen beobachtet (DUNKELBERG, 1995; EPA, 1995a; DUNKELBERG und EDENHARDER, 1994; EXTOXNET, 1992a, b und c). Wurden allerdings pflanzliche Aktivierungssysteme oder Extrakte von atrazinbehandelten Pflanzen im *In-vitro*-Testsystem eingesetzt, waren Wirkungen zu beobachten (DUNKELBERG und EDENHARDER, 1994).

Atrazin, der am besten untersuchte Vertreter der Triazinherbizide, induziert in kultivierten humanen Lymphozyten dosisabhängig chromosomale Aberrationen. Die Inkubationen von Atrazin mit Nitrat oder Nitrit führte zu einer höheren Aberrationsrate als bei Atrazin allein. Dies deutet darauf hin, daß Atrazin zu N-Nitrosoatrazin, einem starken Mutagen, umgewandelt wird (MEISNER et al., 1993).

Auch in verschiedenen *In-vivo*-Testsystemen (Host-Mediated-Assay in der Maus, DNA-Strangbrüche bei der Ratte, Chromosomenaberrationen bei der Maus, Dominant-Letal-Test bei Maus und *Drosophila melanogaster* sowie Rezessiv-Letal-Test bei *Drosophila melanogaster*) erwies sich Atrazin als DNA-schädigend und mutagen (Übersicht bei DUNKELBERG und EDENHARDER, 1994).

169. Zur krebsauslösenden Wirkung der Triazinherbizide gibt es fast keine Daten in neueren wissenschaftlichen Studien. Die veröffentlichten Daten stammen überwiegend aus älteren Studien, die nicht mehr den wissenschaftlichen Ansprüchen entsprechen – mit einer Ausnahme (Studie mit Atrazin, PINTER et al., 1990). In dieser Studie wurden bei hohen Dosen hauptsächlich Tumoren der Gebärmutter und Brustdrüsen und des lymphatischen und hämatopoetischen Systems von weiblichen Ratten beobachtet (EPA, 1995a; DUNKELBERG und EDENHARDER, 1994; EXTOXNET, 1992a, b und c; PINTER et al., 1990). Die EPA stufte Atrazin, Propazin und Simazin als mögliche Humankanzerogene ein, bei Terbuthylazin reichte die Datenlage für eine Einstufung nicht aus (indadequate evidence for carcinogenicity in humans) (EXTOXNET, 1992a, b und c).

170. Teratogene (fruchtschädigende) Wirkungen wurden nur für Atrazin in sehr hohen, fast letalen Dosen bei Versuchstieren beobachtet (MORGAN et al., 1996). Jedoch gibt es Anzeichen dafür, daß Triazinherbizide hormonähnliche Wirkungen zeigen. Hierfür spricht auch die Induktion von Brustdrüsen- und Gebärmuttertumoren.

Bei Untersuchungen weiblicher Ratten (Sprague-Dawley) zeigten sich bei hohen Atrazindosen alterskorrelierte Veränderungen im Hormonstatus. Bei den behandelten Tieren entwickelten sich beispielsweise die Milchzysten früher als bei unbehandelten. Auch Brustdrüsen- und Hirnanhangsdrüsentumoren entwickelten sich früher, die Inzidenz blieb jedoch gleich (WETZEL et al., 1994). Bei Untersuchungen zur Induktion östrogenrezeptorvermittelter Reaktionen *in vivo* (Sprague-Dawley-Ratten) und *in vitro* (humane Brustkrebszellen MCF-7) zeigten sich keine Effekte. Die im Tierversuch beobachteten östrogenen Effekte sind also nicht auf eine Interaktion mit dem Östrogenrezeptor zurückzuführen (CONNOR et al., 1996). Versuche mit Alligatoren, die im Ei mit Atrazin behandelt worden waren, deuten darauf hin, daß Atrazin Einfluß auf die Steroidsynthese nimmt (CRAIN et al., 1997).

171. Zusammenfassend wird festgestellt, daß Triazinherbizide, vor allem Atrazin, in Versuchstieren und an menschlichen Zellkulturen sowohl mutagene als auch kanzerogene Eigenschaften zeigen und den Steroidhormonhaushalt beeinflussen. Auch wenn noch keine epidemiologischen Daten beim Menschen vorliegen, muß für Triazinherbizide ein Risikopotential im Hinblick auf diese Wirkungen auch für den Menschen angenommen werden. Vor allem ist bedenklich, daß Atrazin und Simazin durch pflanzliche Enzymsysteme zu einem Mutagen aktiviert werden. Dies könnte möglicherweise bei der Zubereitung von Gemüse mit atrazinhaltigem Wasser eine Rolle spielen.

Harnstoffverbindungen

172. Ein häufig im Grundwasser gefundener Vertreter der Harnstoffherbizide, das Diuron, hat eine sehr geringe akute Toxizität. Die LD_{50} (vgl. Tz. 168) bei der Ratte liegt zwischen 1 017 und 3 750 mg/kg Körpergewicht.

Hohe Diurondosen verursachen bei männlichen Ratten Veränderungen an Milz und Knochenmark; bei niedrigen Dosen, die über zwei Jahre mit dem Futter verabreicht wurden, konnten keine nachteiligen Wirkungen beobachtet werden (EXTOXNET, 1992d).

In Studien an weiblichen Ratten über drei Generationen zeigten sich keine reproduktionstoxischen Wirkungen von Diuron. Auch hatten die Diurongaben keine Auswirkung auf die Fertilität der Tiere. Sehr hohe Dosen (bis 2 000 mg/kg) verursachten bei Mäusen reproduktions- und embryotoxische Wirkungen. Dosen von 259 mg/kg während der Schwangerschaft führten bei Ratten zu leichten teratogenen Effekten wie deformierte und zusätzliche Rippen, verspätete Knochenbildung und vermindertes Geburtsgewicht (EXTOXNET, 1992d).

173. Spezielle Untersuchungen zu den toxischen Wirkungen von Phenylharnstoffherbiziden (u. a. Monuron und Diuron) auf die Milz an weiblichen Sprague-Dawley-Ratten (Dosen von 250 bis 1 000 mg/kg Futter über 14 Monate) ergaben dosisabhängig verringerte Milzgewichte. Zudem war der Methämoglobinanteil dosisabhängig erhöht. Dies führte zu sekundärer Anämie mit veränderter Erythrozytenmorphologie. Die Konzentration der Hämoglobinaddukte stieg mit der Dosis an. Es handelte sich um Addukte mit aromatischen Aminen, zu denen die Phenylharnstoffverbindungen abgebaut worden waren (WANG et al., 1993).

Da Phenylharnstoffverbindungen im Säugerorganismus zu aromatischen Aminen metabolisiert werden können, besteht der Verdacht, daß sie auch eine kanzerogene Wirkung ausüben können. Viele Vertreter dieser Stoffgruppe sind in der Liste der Maximalen Arbeitsplatzkonzentrationen (MAK-Werte-Liste; DFG, 1997) als eindeutig kanzerogen im Tierversuch eingestuft, einige auch als eindeutig kanzerogen für den Menschen.

Carbonsäurederivate

174. Die als Herbizide eingesetzten Halogenphenoxyessigsäure- und -isopropionsäurederivate werden im Magen-Darm-Trakt gut resorbiert und besitzen nur eine relativ geringe akute Toxizität (LD_{50} je nach Verbindung und Tierspezies zwischen rund 500 und 1 400 mg/kg Körpergewicht) (DUNKELBERG und EDENHARDER, 1994; EXTOXNET, 1994, 1992e). In den fünfziger Jahren wurde 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure zu therapeutischen Zwecken beim Menschen eingesetzt. Der NOAEL (Dosis, bei der noch keine nachteiligen Wirkungen beobachtet werden konnten; ausgenommen kanzerogene Wirkung) liegt beim Menschen bei etwa 5 bis 36 mg/kg Körpergewicht (MARQUARDT und SCHÄFER, 1994).

175. Die Carbonsäurederivate entfalten zentralnervöse Wirkungen und beeinflussen den Leberstoffwechsel (Glucose- und Lipidstoffwechsel, Veränderung des mitochondrialen Sauerstoffverbrauchs, Induktion der Peroxisomenproliferation) (MARQUARDT und SCHÄFER, 1994). Nierenschäden wurden nach oraler Gabe von Mecoprop von 9 mg/kg Körpergewicht bei weiblichen Ratten und 27 mg/kg Körpergewicht bei männlichen Ratten verursacht (EXTOXNET, 1994).

176. In Versuchen mit mittleren bis höheren Mecoprop-Dosen wurden teratogene Effekte bei Ratten beobachtet. Orale Dosen von 125 mg je Kilogramm Körpergewicht und Tag verursachten bei Ratten erhöhte Raten an Totgeburten sowie verringerte Körperlänge und erhöhte Raten von verspäteter oder nicht erfolgter Knochenbildung bei den Nachkommen. Bei Kaninchen wurden keine teratogenen Effekte beobachtet (EXTOXNET, 1994).

2,4-Dichlorphenoxyessigsäure verursacht Fehlbildungen an Knochen bei Ratten, deren Mütter mit Dosen ab 25 mg/kg behandelt worden waren. Bei Mäusen bilden sich ab Dosen von 120 mg/kg Gaumenspalten (MARQUARDT und SCHÄFER, 1994).

177. Halogenphenoxyessigsäuren und -propionsäuren zeigen keine oder nur schwache DNA-schädigende oder mutagene Effekte in den meisten *In-vitro*-Testsystemen (DUNKELBERG und EDENHARDER, 1994; EXTOXNET, 1994, 1992e; MARQUARDT und SCHÄFER, 1994). In Kulturen humaner Fibroblasten wurde eine unplanmäßige DNA-Synthese beobachtet, nicht jedoch in Rattenhepatozyten (MARQUARDT und SCHÄFER, 1994). Ältere *In-vitro*-Tests deuten ebenfalls auf ein DNA-schädigendes und mutagenes Potential dieser Verbindungen hin (DUNKELBERG und EDENHARDER, 1994; ETOXNET, 1994, 1992e).

Zur kanzerogenen Wirkung der Verbindungen liegen keine Versuchstierdaten vor. Epidemiologische Studien an Personen, die beruflich exponiert waren, zeigten bisher keine eindeutigen Ergebnisse. Möglicherweise sind beobachtete kanzerogene Wirkungen auch auf die Verunreinigung einiger Carbonsäureherbizide mit chlorierten Dibenzo-p-dioxinen zurückzuführen (DUNKELBERG und EDENHARDER, 1994; EXTOXNET, 1994, 1992e; MARQUARDT und SCHÄFER, 1994).

Sonstige Heterozyklen

178. Die heterozyklischen Herbizide Bentazon, Hexazinon und Metribuzin werden relativ häufig im Grundwasser nachgewiesen (vgl. Abschn. 2.3.1). Alle drei Verbindungen besitzen eine geringe akute Toxizität. Die LD_{50} liegt je nach Verbindung bei der Ratte zwischen 1 090 und 2 300 mg/kg Körpergewicht. Der NOEL (no observed effect level; Dosis bei der keine Wirkungen beobachtet werden) liegt für Bentazon bei Ratten und Mäusen (18monatige Fütterung) bei 17,5 mg/kg. Für Metribuzin wurde ein NOAEL bei der Ratte von 5 mg/kg und beim Hund von 2,5 mg/kg bestimmt. Nach unbeabsichtigtem Verschlucken oder Verschlucken in suizidaler Absicht zeigten sich beim Menschen Symptome wie Erbrechen, Durchfall, Zittern sowie unregelmäßiges und erschwertes Atmen (EPA, 1995b, 1994a und b; EXTOXNET, 1992f, g und h).

Alle drei Verbindungen führten bei chronischer oraler Applikation in verschiedenen Tierarten zu einer verminderten Gewichtszunahme, zu Leber- und Nierenschäden und zu Entzündungen von Dickdarm beziehungsweise Prostata. Auch Einflüsse auf die Blutgerinnung wurden beobachtet (EPA, 1995b, 1994a und b; EXTOXNET, 1992f, g und h).

In verschiedensten *In-vitro-* und *In-vivo*-Testsystemen wurden keine DNA-schädigenden oder mutagenen Effekte für Hexazinon und Metribuzin beobachtet. Für Bentazon existieren nur veraltete Daten. Auch zur Kanzerogenität der Verbindungen kann wegen fehlender oder nicht verwertbarer Daten keine Aussage gemacht werden. Zur Teratogenität und Reproduktionstoxizität liegen zum Teil keine geeigneten Studien vor, zum Teil waren die Ergebnisse negativ. Bentazon wirkt hautsensibilisierend beim Meerschweinchen (EPA, 1995b, 1994a und b; EXTOXNET, 1992f, g und h).

Die Datenlage zur Toxizität der heterozyklischen Herbizide Bentazon, Hexazinon und Metribuzin, vor allem zu mutagenen, kanzerogenen, teratogenen und reproduktionstoxischen Wirkungen ist völlig unzureichend. Daher kann das Risikopotential für den Menschen, der diese Verbindungen mit dem Trinkwasser zu sich nimmt, nicht abgeschätzt werden. Hier besteht dringender Forschungsbedarf.

Anilide

179. Auch zu den toxischen Wirkungen der Anilide liegen nur wenige Daten vor. Der Industrieverband Agrar veröffentlichte einige toxikologische Daten (IVA, 1990). Danach hat Metazachlor eine orale LD_{50} bei der Ratte von 2 160 mg/kg (männlich) und 2 140 mg/kg (weiblich).

Für Metolachlor, einen weiteren Vertreter dieser Stoffgruppe, liegt die orale LD_{50} bei der Ratte zwischen 1 200 und 2 780 mg/kg. Chronische Exposition (zwei Jahre, 150 mg/kg) führte bei Ratten zu Leberschäden. Metolachlor wirkt sensibilisierend auf die Haut. Studien zu reproduktionstoxischen Wirkungen erbrachten unterschiedliche Ergebnisse: Während zwei Langzeitstudien an Ratten keine Effekte zeigten, wurden in einer weiteren 2-Jahres-Studie an der Ratte (orale Dosis: 150 mg/kg) Hodenmißbildungen beobachtet. Selbst bei nahezu akut toxischen Dosen wurden keine teratogenen Effekte beobachtet. In verschiedenen *In-vitro-* und *In-vivo*-Tests zeigte Metolachlor keine DNA-schädigenden oder mutagenen Wirkungen. Metolachlor induzierte in Mäusen nach 18 bis 20 Monaten bei hohen Dosen keine Tumoren. Bei weiblichen Ratten jedoch, die für zwei Jahre mit hohen Dosen behandelt worden waren, wurde eine signifikante Zunahme an Neubildungen und Läsionen in der Leber beobachtet, so daß eine kanzerogene Wirkung nicht auszuschließen ist. Wegen fehlender Daten beim Menschen wurden die Verbindungen von der EPA als mögliches Humankanzerogen eingestuft (EXTOXNET, 1992i).

3.2.1.1.2 Flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe

180. Im Grundwasser werden hauptsächlich die chlorierten aliphatischen Kohlenwasserstoffe Dichlormethan, Tetrachlormethan, 1,2-Dichlorethan, 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen und Vinylchlorid sowie die einkernigen aromatischen Kohlenwasserstoffe Chlorbenzol, 1,2-Dichlorbenzol, 1,3-Dichlorbenzol, 1,4-Dichlorbenzol und 2,4,6-Trichlorphenol nachgewiesen (KERNDORFF et al., 1993). Diese halogenierten Kohlenwasserstoffverbindungen sind leicht flüchtig, schwer entflammbar und besitzen eine relativ geringe chemische Reaktivität. Daher sind sie vor allem als Lösungsmittel weit verbreitet.

181. Die toxikologischen Eigenschaften dieser Verbindungen sind relativ gut untersucht und wurden von HENSCHLER (1994) und WITTEN (1997) beschrieben. Die folgende Zusammenfassung bezieht sich auf diese Veröffentlichungen sowie auf Bewertungen im Rahmen des US-amerikanischen National Toxicology Program (NTP, 1997), des Integrated Risk

Information System (IRIS, 1997) der amerikanischen Umweltbehörde (Environmental Protection Agency, EPA) und des Technology Transfer Network/Unified Air Toxics Website (TTNWeb/UATW) des Office for Air Quality Planning and Standards (OAQPS) der EPA.

Aufgrund ihrer Lipophilie sind die leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe in der Lage, die Blut-Hirn-Schranke zu durchbrechen, die die Aufgabe hat, das zentrale Nervensystem (ZNS) vor Schäden durch Fremdstoffe zu schützen.

In Studien zur Bestimmung der LD_{50} oder LC_{50} (Dosis oder Konzentration, die bei der Hälfte der eingesetzten Tiere zum Tode führt) sind die meisten Verbindungen nur mäßig toxisch („moderately toxic"). Das entspricht einer LD_{50} zwischen 0,5 und 5 g pro kg Körpergewicht und einer LC_{50} zwischen 2 und 20 g pro Kubikmeter (EPA, 1997).

Kurzzeitige Exposition gegenüber relativ hohen Dosen führt sowohl im Tierversuch als auch bei beruflich Exponierten vor allem zu Wirkungen auf das Nervensystem. Dazu gehören Kopfschmerzen, Übelkeit, Schwindelgefühl und narkotische Effekte, aber auch Atemnot, Herzrhythmusstörungen und Blutdruckschwankungen. Ebenso werden Leber- und Nierenfunktionsänderungen und -schäden häufig beobachtet. Einige Verbindungen reizen den Atemtrakt, die Augen und/oder die Haut.

Langzeitexposition gegenüber niedrigen Dosen führt beim Menschen und im Tierversuch hauptsächlich zu Schäden am zentralen Nervensystem, an Leber und Niere. Im Tierversuch zeigen viele Verbindungen auch reproduktionstoxische und teratogene Eigenschaften, beim Menschen gibt es Hinweise auf solche Wirkungen; bei beruflicher Exposition gegenüber Tetrachlorethen beispielsweise kann es zu Menstruationsstörungen und Fehlgeburten kommen.

Viele der oben genannten Verbindungen sind krebserregend. Trichlorethen und Vinylchlorid sind als Humankanzerogene eindeutig identifiziert. Dichlormethan, Tetrachlormethan, 1,2-Dichlorethan, Tetrachlorethen, 1,4-Dichlorbenzol und 2,4,6-Trichlorphenol sind im Tierversuch kanzerogen und als mögliche oder wahrscheinliche Humankanzerogene eingestuft. Zielorgan der krebserzeugenden Wirkung ist hauptsächlich die Leber. Aber auch Nieren-, Lungen-, Brust- und Keimdrüsentumoren sowie Leukämie werden beobachtet. Bei 1,1,1-Trichlorethan, Chlorbenzol, 1,2-Dichlorbenzol und 1,3-Dichlorbenzol ist die Datenlage für eine Einstufung nicht ausreichend oder deutet darauf hin, daß diese Verbindungen nicht kanzerogen sind.

3.2.1.1.3 Halogencarbonsäuren

182. Die Halogencarbonsäuren Mono- und Trichloressigsäure entstehen im Säugerorganismus als Stoffwechselprodukte von chlorierten Kohlenwasserstoffen wie 1,1,1-Trichlorethan, 1,1,2-Trichlorethan, Trichlorethen und Tetrachlorethen. Diese Metaboliten werden für die hepato- und nephrotoxischen Wirkungen der Ausgangsverbindungen verantwortlich gemacht (MARQUARDT und SCHÄFER, 1994). Kanzerogenitätsstudien mit Trichloressigsäure an Ratten ergaben keine signifikante Erhöhung der Tumorraten. Bei mit Trichloressigsäure behandelten Mäusen ($B6C3F_1$) wurde dosisabhängig eine signifikante Erhöhung der Rate hepatozellulärer Tumoren (Adenome und Karzinome) beobachtet. Im Initiations-Promotionsexperiment an Mäusen erwies sich Trichloressigsäure als sogenanntes komplettes Leberkanzerogen. Als Mechanismus werden die Induktion der Peroxisomenproliferation und die Stimulation der peroxisomalen Fettsäureoxidation diskutiert (IRIS, 1996).

In einer Studie an trächtigen Long-Evans-Ratten mit Dosen von 330 bis 1 800 mg/kg wurden die teratogenen Effekte von Trichloressigsäure untersucht (SMITH et al., 1989). Bei den Muttertieren waren die Gewichtszunahme reduziert sowie die Milz- und Lebergewichte erhöht. Die Föten zeigten dosisabhängig vermindertes Gewicht und verminderte Größe. Mißbildungen, vor allem am kardiovaskulären System, waren ebenfalls dosisabhängig. Bei den höchsten Dosen (1 200 und 1 800 mg/kg) waren auch Skelettmißbildungen zu beobachten.

Aufgrund der vorliegenden Daten ist ein Risiko hinsichtlich kanzerogener und teratogener Wirkungen beim Menschen nicht auszuschließen.

3.2.1.1.4 Nitrophenole

183. Die Nitro- und Methylnitrophenole gehören zur Gruppe der Nitroaromaten. Diese Verbindungen werden über den Magen-Darm-Trakt sehr gut resorbiert. Ihre akute Toxizität ist je nach Verbindung mittelmäßig bis stark und beruht auf ihrer Fähigkeit zur Methämoglobinbildung, wodurch der Sauerstofftransport im Blut erschwert wird. Fast alle Vertreter dieser Stoffgruppe sind im bakteriellen Testsystem (Ames-Test) auch ohne metabolische Aktivierung mutagen. Für viele Verbindungen dieser Gruppe ist im Tierversuch eine krebserzeugende Wirkung nachgewiesen (MARQUARDT und SCHÄFER, 1994; weitere Ausführungen zu Mutagenität und Kanzerogenität der Nitroaromaten in SRU, 1995, Tz. 358).

3.2.1.1.5 Arzneimittelwirkstoffe

184. Die über das Trinkwasser aufgenommenen Dosen von Arzneimittelwirkstoffen liegen in der Regel weit unterhalb der therapeutischen Dosen. Unerwünschte toxische Wirkungen und Nebenwirkungen treten bei Arzneimittelwirkstoffen in der überwiegenden Zahl der Fälle erst bei wiederholter Einnahme über lange Zeit oder bei erhöhten Dosen auf. Welche gesundheitlichen Auswirkungen im Niedrigdosisbereich bei Dauerbelastung zu erwarten sind, ist bisher nicht untersucht.

Zu den ökotoxikologischen Wirkungen, vor allem zu den hormonähnlichen Wirkungen, liegt eine Literaturstudie vor (RÖMBKE et al., 1996). Danach haben neben den natürlichen und synthetischen Hormonen viele der in der Umwelt anzutreffenden Arzneimittelwirkstoffe wie beispielsweise Acetylsalicylsäure, In-

domethacin und Clofibrinsäure im Tierversuch hormonähnliche Wirkungen gezeigt. Auch viele Antibiotikawirkstoffe werden heute in der aquatischen Umwelt gefunden. Sie fördern die Resistenzbildung bei humanpathogenen Bakterien. Dies kann dazu führen, daß bei der therapeutischen Anwendung dieser Mittel keine Wirkung mehr erzielt wird.

Mutagene, kanzerogene und teratogene Wirkungen werden bei Arzneimitteln durch die für die Zulassung geforderten toxikologischen Prüfungen mit großer Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen. Nur bei Medikamenten, die bei lebensbedrohlichen Krankheiten wie zum Beispiel Krebs eingesetzt werden (beispielsweise Cyclophosphamid, Cisplatin), wird ein solches Risiko in Kauf genommen. Da diese Stoffe im Vergleich zu anderen nur in relativ geringen Mengen eingesetzt werden, sind sie bisher nicht in meßbaren Konzentrationen in der Umwelt aufgetreten.

Für Clofibrinsäure ist bei Nagern eine kanzerogene Wirkung auf die Leber nachgewiesen. Wegen fehlenden Nachweises von Genotoxizität gilt Clofibrinsäure als nicht genotoxisches Kanzerogen. Die Verbindung bewirkt die Proliferation von Peroxisomen, die zu einem erhöhten Fettabbau in der Leber führt.

Auf dem Gebiet der Wirkungen von Arzneimittelwirkstoffen im Niedrigstdosisbereich, die für die Aufnahme von solchen Stoffen aus dem Trinkwasser relevant sind, besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. Die derzeitige Datenlage erlaubt keine Abschätzung des Risikos für den Menschen.

3.2.1.1.6 Wirkungen von Stoffgemischen

185. Die beschriebenen toxischen Wirkungen sind in der überwiegenden Zahl der Fälle in Tests mit Einzelsubstanzen beobachtet worden. Bisher sind nur wenige Untersuchungen bekannt, bei denen Stoffgemische in umweltrelevanten Konzentrationen getestet wurden.

In den Vereinigten Staaten wurden im Rahmen des National Toxicology Program (NTP, Nationales Toxikologie-Programm) *In-vivo*-Studien mit Ratten und Mäusen durchgeführt, bei denen zwei Grundwassertypen getestet wurden (NTP, 1993a). Ein Typ enthielt Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln und Düngemitteln in einer Zusammensetzung, wie sie für das Grundwasser in Kalifornien typisch ist (Aldicarb, Atrazin, 1,2-Dibrom-3-chlorpropan, Ethylendibromid, Simazin und Ammoniumnitrat), der zweite Typ enthielt eine Wirksstoffkombination, die für Iowa typisch ist (Alachlor, Atrazin, Cyanazin, Metolachlor, Metribuzin und Ammoniumnitrat). Die Tiere erhielten die Mischungen mit dem Trinkwasser und zwar in Konzentrationen von einem Zehntel der durchschnittlich im Grundwasser gemessenen Konzentrationen bis zu einem Hundertfachen dieser Konzentrationen. Männlichen und weiblichen Fischer-344-Ratten und B6C3F_1-Mäusen wurden die verschiedenen Wässer 26 Wochen lang verabreicht. Dabei wurden klinisch-pathologische Symptome, Verhalten und Neuropathologie, Wirkungen auf das Reproduktionssystem sowie Histopathologie erfaßt. Die Mutagenität der Wässer wurde durch Mikronukleus-Tests in peripheren Blutzellen von Mäusen und durch Mikronukleustests und Schwesterchromatidaustauschtests in Milzzellen weiblicher Mäuse und männlicher Ratten überprüft.

Selbst bei den höchsten Konzentrationen konnten keine schädlichen Auswirkungen auf die Versuchstiere beobachtet werden. Lediglich bei hohen Konzentrationen im Wasser des sogenannten Iowa-Typs wurde eine marginale Erhöhung des absoluten und relativen Lebergewichtes bei Ratten festgestellt. Zusätzlich durchgeführte Studien zur Teratologie und Reproduktionstoxikologie zeigten ebenfalls keine Effekte (HEINDEL et al., 1994). Bei den Mutagenitätstests wurde keine erhöhte Mikrokernbildung festgestellt. Lediglich die Rate der Schwesterchromatidaustausche war bei Ratten und Mäusen, die Wasser des sogenannten Kalifornien-Typs erhielten, leicht erhöht. Dieser Erhöhung wird jedoch keine biologische Bedeutung beigemessen (NTP, 1993a).

In einer weiteren Studie im Rahmen des NTP wurde eine Mischung aus 25 Grundwasserkontaminanten in umweltrelevanten Konzentrationen getestet: Aceton, Arochlor 1260 – eine definierte Mischung polychlorierter Biphenyle –, Arsen, Benzol, Blei, Cadmium, Tetrachlorkohlenstoff, Chlorbenzol, Chloroform, Chrom, 1,1-Dichlorethan, 1,2-Dichlorethan, 1,1-Dichlorethylen, 1,2-trans-Dichlorethylen, Di(2-ethylhexyl)phthalat, Ethylbenzol, Methylenchlorid, Nickel, Phenol, Quecksilber, Tetrachlorethylen, Toluol, 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethylen und Xylol. Die mittleren Konzentrationen im Grundwasser wurden aus Analysenergebnissen berechnet, die im Rahmen einer Untersuchung von Altlastenflächen durch die amerikanische Umweltbehörde (EPA) erhoben worden waren (NTP, 1993b). In den Versuchen wurden Konzentrationen von einem Zehntel bis zum tausendfachen dieser berechneten mittleren Konzentration eingesetzt (YANG und RAUCKMAN, 1987).

Auch in dieser Studie wurden männliche und weibliche Fischer-344-Ratten und B6C3F_1-Mäuse für 26 Wochen exponiert und die gleichen Endpunkte wie in der oben genannten Studie untersucht. Bei hohen Dosen wurden bei Ratten verschiedene Wirkungen wie verminderte Körpergewichtszunahme, erhöhte relative und absolute Organgewichte (Leber, Niere, Thymus) sowie Entzündungen in verschiedenen Organen (Leber, mesenteriale Lymphknoten, Nebenniere und Milz) beobachtet. Auch Veränderungen im Blut wie das Auftreten von mikrozytärer Anämie und Eisenmangel wurden nur bei der höchsten Konzentration beobachtet. Bei Mäusen zeigten sich in der 26-Wochen-Studie keine nachteiligen Wirkungen. Weder bei Ratten noch bei Mäusen wurden neurologische Störungen oder Verhaltensänderungen beobachtet (NTP, 1993b).

Bei Versuchen mit Sprague-Dawley-Ratten und CD-1-Mäusen, die ebenfalls 26 Wochen mit der Mischung aus 25 Stoffen behandelt worden waren, wurden keine Auswirkungen auf Morphologie und Motilität der Spermien sowie auf Empfängisbereit-

schaft bei Ratten und Mäusen beobachtet. Die Spermienkonzentrationen waren in der F_1-Generation von CD-1-Mäusen erniedrigt, was jedoch keine Auswirkungen auf die Fertilität der Tiere hatte. Bei höheren Konzentrationen waren das Geburtsgewicht und die Zahl der Nachkommen etwas reduziert (NTP, 1993b).

Hohe Konzentrationen führten bei weiblichen $B6C3F_1$-Mäusen nach zwei beziehungsweise 13 Wochen zu einer Verminderung der hämatopoetischen Stammzellen und der antigeninduzierten B-Zellen. Nach zwei Wochen ließ sich bei hohen Konzentrationen ein leichter Anstieg in der Schwesterchromatidaustauschrate erkennen. *In-vitro*-Tests mit *Salmonella typhimurium* TA98 und TA100 sowie mit *Escherichia coli* zeigten keine mutagenen Wirkungen, weder mit noch ohne metabolische Aktivierung (NTP, 1993b).

3.2.1.1.7 Begründungen für einen gesundheitlich ausgerichteten Grundwasserschutz

186. Die Datenlage zur Bewertung der Wirkung von Stoffen, die über das Trinkwasser aufgenommen werden, ist unzureichend. Für viele Stoffe und Stoffgemische liegen nur wenige Testergebnisse vor, meist bei sehr hohen Dosen. In diesem Bereich besteht ein erheblicher Forschungsbedarf.

Bei den im Grundwasser durchschnittlich vorzufindenden Schadstoffkonzentrationen waren in *In-vitro*-Tests und in Tierversuchen bisher keine Effekte nachzuweisen. Erst bei stark erhöhten Konzentrationen zeigten sich toxische Wirkungen. Dies bedeutet jedoch nicht, daß die durchschnittliche Konzentration eines Stoffes im Grundwasser auch für den Menschen unbedenklich ist, da er im Gegensatz zum Versuchstier, das unter kontrollierten Bedingungen lebt, diesen Stoff zusätzlich über die Nahrung und die Luft aufnehmen kann. Die Konzentration einzelner Stoffe am Zielorgan kann deshalb höher sein, als sich aus der Konzentration im Trinkwasser abschätzen läßt.

Ein Beispiel dafür sind Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln, die in pflanzlichen Lebensmitteln unter Umständen in wesentlich höheren Konzentrationen vorhanden sein können, als sie im Trinkwasser zulässig wären.

Zulässige Rückstandsmengen von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln in Lebensmitteln werden auf der Grundlage von ADI- und DTA-Werten (Acceptable Daily Intake; duldbare tägliche Aufnahmemenge) ermittelt (vgl. auch SRU, 1996a, Tz. 556; Tab. 3.2.1-2). Die ADI- und DTA-Werte werden aus dem sogenannten NOAEL (no observed adverse effect level = Dosis, bei der noch keine nachteiligen Wirkungen beobachtet werden konnten) abgeleitet. Dieser Wert bezieht sich auf die nichtkanzerogenen toxischen Wirkungen.

Würde man ADI- und DTA-Werte auch bei der Ableitung von Trinkwassergrenzwerten zugrunde legen und eine zehnprozentige Ausschöpfung des ADI-Wertes durch Trinkwasser zulassen, käme man zu wesentlich höheren Werten, als sie von der Trinkwasserverordnung vorgegeben sind (Tab. 3.2.1-2). Werden diese Werte für einen längeren Zeitraum überschritten, sind gesundheitliche Schäden nicht mehr auszuschließen.

Die Grenz- und Richtwerte in der Trinkwasserverordnung haben jedoch auch eine Vorwarnfunktion. Damit die Trinkwasserversorgung bei erhöhten Stoffkonzentrationen nicht unterbrochen oder eingestellt werden muß, sind die Grenzwerte für nichtkanzerogene Stoffe so gewählt, daß ein befristetes Überschreiten zu keinen gesundheitlichen Beeinträchtigungen führt. Dies war auch Grund dafür, daß der Trinkwassergrenzwert für Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln als Vorsorgewert auf die damalige Nachweisgrenze von 0,1 µg/L für Einzelwirkstoffe und damit weit unterhalb der toxikologischen Wirkungsschwelle festgelegt wurde. Durch die Zulassung einer befristeten Überschreitung wird Zeit gewonnen, entweder das Grundwasservorkommen zu sanieren oder ein neues Vorkommen zu erschließen. Die Höhe und die Dauer der duldbaren Überschreitung werden vom zuständigen Gesundheitsamt festgelegt (§ 4 Abs. 1 TrinkwVO). Anhaltspunkte bieten die Ausnahmewerte, die vom ehemaligen Bundesgesundheitsamt abgeleitet wurden (HÄSSELBARTH, 1991).

Zeigt ein Stoff kanzerogene Wirkung, wird kein ADI-Wert ermittelt beziehungsweise ein bestehender Wert zurückgezogen (vgl. SRU, 1996a, Tz. 556). Für einige Pflanzenbehandlungsmittel-Wirkstoffe konnte mittlerweile eine kanzerogene Wirkung im Tierversuch nachgewiesen werden. Weil davon auszugehen ist, daß bei den meisten kanzerogenen Verbindungen keine Wirkungsschwelle existiert, mit jeder Exposition also ein bestimmtes Erkrankungsrisiko verbunden ist (vgl. SRU, 1995), sollte die Exposition gegenüber solchen Stoffen so gering wie möglich sein. Bei der Festsetzung von Umweltstandards für solche Stoffe muß ein gewisses Erkrankungsrisiko in Kauf genommen werden (vgl. SRU, 1996a und 1995).

Ein weiteres Problem ergibt sich daraus, daß in Versuchen in den meisten Fällen nur Einzelsubstanzen getestet werden. In der Realität ist der Mensch jedoch einer Vielzahl von Stoffen ausgesetzt. Wie und ob sich diese Stoffe in ihrer Wirkung beeinflussen, sie eventuell verstärken, ist noch kaum untersucht. Es ist daher möglich, daß die geringe Schadstoffmenge im Trinkwasser nicht ausreicht, um die Gesundheit des Menschen zu schädigen, daß aber die Gesamtheit der Schadstoffe, denen der Mensch ausgesetzt ist, gesundheitsschädlich sein kann.

Trinkwasser ist ein Lebensmittel und nicht substituierbar. Der Anteil an Schadstoffen, die über das Trinkwasser aufgenommen werden, sollte so gering wie möglich sein. Die Grenz- und Richtwerte in der Trinkwasserverordnung sind nach Meinung des Umweltrates als Höchstwerte anzusehen, die so weit wie möglich unterschritten werden sollten.

Tabelle 3.2.1-2

Ableitung von Trinkwasserwerten aus den ADI- und DTA-Werten für Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln auf der Grundlage einer 10%igen Ausschöpfung dieser Werte

Wirkstoff	Grenzwerte der Rückstands-höchstmengen-verordnung [µg/kg] (für pflanzliche Lebensmittel)	ADI-Wert[2]) [µg/kg · d]	DTA-Wert[2]) [µg/kg · d]	berechneter Trinkwasserwert [µg/L] (10%ige Ausschöpfung des ADI- oder DTA-Wertes, 70 kg Körpergewicht, 2 L Wasser pro Tag)
Atrazin	100	0,7	–	2
Simazin	100–1 000	5	5	17
Propazin	10	46,4[1])	–	162
Diuron	500	–	5	17
Bentazon	100–500	100	100	350
Mecoprop	100	–	2,5	9
Lindan	10–2 000	8	5	17–28
Bromacil	50–100	–	–	–
Hexazinon	100–1 000	–	–	–
Isoproturon	10–50	–	2,5	9
Chlortoluron	50–100	–	15	52
2,4-D	100–200	300	10	35–1 050
Terbuthylazin	100	–	3	11
Methabenzthiazuron	100	–	50	175
Metolachlor	50–100	1,5	1,5	5
Metazachlor	100–1 000	–	36	126
MCPA	100	0,15	2	0,5–7
Dichlorprop	50–200	–	30	105

ADI: Acceptable Daily Intake
DTA: duldbare tägliche Aufnahmemenge
[1]) ADI berechnet von National Academy of Sciences, USA, 1977
[2]) ADI- und DTA-Werte aus BgVV, 1997
– = keine Angabe
2,4-D: 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure
MCPA: 4-Chlor-2-methylphenoxyessigsäure

Quelle: DUNKELBERG et al., 1995; verändert

3.2.1.2 Gesundheitliche Auswirkungen von mikrobiellen Einwirkungen

3.2.1.2.1 Potentiell über das Wasser übertragbare humanpathogene Mikroorganismen und Viren

187. Humanpathogene Keime können über Fäzes und Abwasser in die Gewässer gelangen oder kommen natürlicherweise in Gewässern vor und können sich teilweise in den Trinkwassernetzen derart vermehren, daß sie zu Infektionen führen. Eine Reihe von humanpathogenen Mikroorganismen und Viren kann potentiell über das Wasser übertragen werden. Ebenso können Fadenwürmer und Plattwürmer fäkal-oral und somit über das Wasser übertragen werden (Tab. 3.2.1-3 und 3.2.1-4).

3.2.1.2.2 Vorkommen und Relevanz wasserbedingter Infektionen

188. Mit der Einführung zentraler Wasserversorgungen Anfang des vorigen Jahrhunderts sind wasserübertragbare Krankheiten häufig epidemieartig aufgetreten. Dabei spielten Cholera und Typhus eine herausragende Rolle (Tab. 3.2.1-5).

Der Zusammenhang zwischen Wasser und Seuche wurde erstmals 1854 von SNOW in London anläßlich eines Cholera-Ausbruchs mit epidemiologisch-wissenschaftlichen Methoden erfaßt und dokumentiert (s. KISTEMANN, 1997). Nach der Choleraepidemie von 1892 in Hamburg stellte KOCH den Zusammenhang zwischen Kolonienzahl und dem Auftreten von Krankheitserregern im Wasser her. Als Schutzmaßnahme vor bakteriellen Infektionen schlug er damals

Tabelle 3.2.1-3

Potentiell über das Wasser übertragbare humanpathogene Mikroorganismen

Familie/Spezies	spezielle Eigenschaften	klinisches Erscheinungsbild
Bakterien		
Vibrionaceae		
Vibrio cholerae	Alkalitoleranz, hohe Keimzahl zur Symptomauslösung nötig (>10^8)	Cholera, massive wässrige Diarrhöe, nicht entzündlich
Vibrio parahaemolyticus	natürl. Lebensraum sind flache Küstengewässer; werden über Schalentiere und rohe Fische aufgenommen	Gastroenteritis
Salmonella enteritidis	Infektionsdosis ca. 10^6 Zellen, Enterotoxine möglicherweise an Pathomechanismus beteiligt	Gastroenteritis
Shigella		
Shigella dysenteriae	alle Shigella-Arten haben invasive Eigenschaften und können in die Kolon-Schleimhaut eindringen.	Shigellen-Ruhr, entzündliche Enteritis
Shigella flexneri	Dort verursachen sie lokale mit	entzündliche Enteritis
Shigella boydii	Nekrosen einhergehende	entzündliche Enteritis
Shigella sonnei	Infektionen; Infektionsdosis 10^3 Keime	verursacht leichte Darminfekte
Yersinia		
Yersinia enterocolitica	für ca. 1 % der akuten Enteritiden in Europa verantwortlich	Enteritis, Lymphadentritis, auch extramesenteriale Yersiniosen und Folgeerkrankungen wie Mono- und Oligoarthritis und Erythema nodosum
Escherichia coli	gehört zur normalen Darmflora des Menschen, fakultativ pathogen und opportunistisch	lösen intestinale Infekte (siehe EPEC, ETEC, EIEC, EHEC) und extraintestinale Infekte (Harnwegsinfektionen wie Zystitis, Urethritis und Urethrozystitis, Niereninfektionen wie Zystopyelitis und Pyelonephritis, Nierenbeckeninfektionen, Gallenblasen- und Gallengangsentzündungen, Appendizitis und Peritonitis) aus
EPEC (Enteropathogene E. coli)	in Industrieländern selten	Säuglingsdiarrhöe, nichtentzündlich
ETEC (Enterotoxische E. coli)	zu 50 % Ursache der Reisediarrhöe, produzieren zwei Enterotoxine	choleraähnliches Krankheitsbild aufgrund von Enterotoxinen, nicht entzündlich
EIEC (Enteroinvasive E. coli)	können durch die Schleimhaut des Colons penetrieren und geschwürige Entzündungen verursachen	bakterielle Dysenterie, ruhrähnlich, entzündliche Enteritis
EHEC (Enterohämorrhagische E. coli)	produzieren Verotoxine	hämorrhagische Kolitis, hämolytisches Urämiesyndrom
Enterobacter		
Enterobacter cloacea Enterobacter aerogenes	Enterobacter-Arten weisen häufig Mehrfachresistenzen auf; kommen im Boden vor; gehören zu den Coliformen („Zwilling von E. coli")	
Enterobacter agglomerans Enterobacter sakazakii		
Campylobacteriaceae		
Campylobacter jejuni		entzündliche Enteritis
Campylobacter fetus		verschiedene Infekte
Pseudomonadaceae		
Pseudomonas aeruginosa	ubiquitär, Wasserkeim	Wundinfektion

noch Tabelle 3.2.1-3

noch Potentiell über das Wasser übertragbare humanpathogene Mikroorganismen

Familie/Spezies	spezielle Eigenschaften	klinisches Erscheinungsbild
Legionellaceae Legionella pneumophila	in Warmwassersystemen	Legionärskrankheit, Pneumonien
Mykobakteriaceae atypische Mycobakterien	geringe Pathogenität, Opportunisten	Infektionen bei Immunsupprimierten, nicht tuberkulös
Aeromonadaceae Aeromonas hydrophilia	in aquatischen Biotopen, Fisch-Infektionen	Gastroenteritis
Leptospiraceae Leptospira interrogans	wird durch Urin übertragen	Leptospirose, Morbus Weil
Protozoen		
Zoomastigophora Giardia lamblia	Zysten-Bildung, nicht wirtspezifisch (Übertragung von Mensch auf Tier sicher, umgekehrt noch offen)	Gastroenteritis, Giardiose
Lobosa Entamoeba histolytica	Zysten-Bildung; im vegetativen Stadium (Trophozoiten) können die Erreger in die Darmwand eindringen und über das Blut in die Leber u. a. Organe gelangen	Amoebenruhr
Sporozoa Cryptosporidium parvum	Zoonose, v. a. Kälber sind Erregerreservoir, Infektion über Oozysten, wahrscheinlich endogene Autoinfektion möglich	bei immunkompetenten Personen latente Infektion oder selbstlimitierende Diarrhöe, bei Immungeschwächten kann es zu langanhaltenden choleraähnlichen Diarrhöeen kommen
Isospora belli	selten, Infektion über Aufnahme von Oozysten	Diarrhöe, Steatorrhoe, Gewichtsverlust, Fieber; bei Immungeschwächten (z. B. AIDS-Patienten) häufig langanhaltende Diarrhöe
Microspora Entereocytozoon bieneusi	opportunistisch, bei 7–31 % der AIDS-Patienten, Infektion über Sporen, keine wirksamen Chemotherapeutika	Enterozytozoonose
Ciliophora Balantidium coli	Ziliaten, Dickdarmbewohner bei Menschen, Schweinen, Affen und Ratten; Übertragung durch Zysten	Balantidiose (Dickdarmentzündung mit Geschwürbildung)
Incerta Blastocystis hominis		Blastozystiose (apathogen?)
Helminthen und Würmer		
Ascaris lubricoides	im Dünndarm lebende Würmer; Ausscheidung von Eiern, aus diesen entwickeln sich Larven, die mit dem Wasser aufgenommen werden	Befall des Darmes: unspezifische Abdominalbeschwerden; Befall der Lunge: Löffler-Syndrom, Hämorrhagien; allergische Symptome wie Urtikaria und Quincke-Ödem
Trichuris trichiura	im Dickdarm lebende Nematoden, die Eier werden über Fäzes ausgeschieden	Durchfall mit Blutbeimengung, Gewichtsverlust, Anämie
Schistosoma Trichobilharzia ocellata und Trichobilharzia szidati	eigentliche Endwirte sind Wasservögel und kleine Säuger; Zerkarien (Larvenstadien) dringen in die Haut ein (z.B. beim Schwimmen)	Juckreiz, makulöses Erythem, Urtikaria

nach KISTEMANN, 1997; MOE, 1997; SCHOENEN, 1996; KAYSER, 1993a und b

Tabelle 3.2.1-4

Potentiell über das Wasser übertragbare humanpathogene Viren

Familie/Spezies	Quelle/Inkubationszeit	klinisches Erscheinungsbild
Picornaviridae		
Poliovirus	menschl. Fäzes/3–14 Tage	Fieber, Meningitis, Paralyse
Echovirus	menschl. Fäzes/3–14 Tage	Fieber, Rash, Diarrhöe, respiratorische Symptome, Meningitis
Coxsackievirus A	menschl. Fäzes/3–14 Tage	Fieber, Herpangina, respiratorische Symptome, Meningitis
Coxsackievirus B	menschl. Fäzes/3–14 Tage	Fieber, Rash, respiratorische Symptome, Pleurodynie, Meningitis, Myokarditis, angeborene Herzanomalien
Enterovirus 68-71	–	Fieber, Rash, respiratorische Symptome, akute haemorrhagische Konjunktivitis, Meningitis, Encephalitis
Hepatits A Virus	menschl. Fäzes/15–50 Tage	Hepatitis
Reoviridae		
Reovirus	–	unbekannt
Rotavirus	–	Diarrhöe, respiratorische Symptome
Caliciviridae		
Calcicivirus	–	Diarrhöe bei Kindern
Norwalkvirus	–	Fieber, Diarrhöe, Erbrechen
Astrovirus	menschl. Fäzes/1–4 Tage	akute Gastroenteritis
Hepatits E Virus	menschl. Fäzes	Hepatitis
Adenoviridae		
Adenovirus	–	Fieber, respiratorische Symptome, Konjunktivitis, Diarrhöe

nach KISTEMANN, 1997; MOE, 1997; SCHOENEN, 1996; DÜRRKOP, 1991

vor, Trinkwasser nicht mehr, wie bis dahin weithin üblich, aus Oberflächenwasser, sondern aus Grundwasser zu gewinnen beziehungsweise das Rohwasser mittels Langsamsandfiltration aufzubereiten. Zudem wurde eine regelmäßige mikrobiologische Überwachung vorgeschrieben, die bis heute unverändert durchgeführt wird (SCHOENEN, 1996). Diese Arbeiten gingen in die 1899 vom Kaiserlichen Gesundheitsamt bekanntgegebenen „Grundsätze für die Aufbereitung von Oberflächenwasser durch Sandfiltration ein" und bewirkten einen starken Rückgang von Erkrankungen durch wassergetragene Erreger (EVANS, 1996; SRU, 1996a, Tz. 799 ff.; SCHUMACHER, 1991).

189. Bis heute sind trinkwasserbedingte Erkrankungen nicht ganz auszuschließen (Tab. 3.2.1-6), da Rohwässer aus Oberflächenwasser und auch aus oberflächennahen Grundwasserleitern verunreinigt sein können. Uferfiltratwasser und angereichertes Grundwasser sind ebenfalls nicht immer unbedenklich. Die mikrobiologische Charakterisierung eines Uferfiltrationssystems am Neckar ergab beispielsweise, daß Artenspektren von Enterobakterien im Flußwasser und im Aquifer nahezu identisch sind. Es dominierten Arten aus den Gattungen *Citrobacter, Enterobacter, Klebsiella* und *Escherichia* (ALTMEIER et al., 1996).

In Deutschland werden heute Wassergewinnungsgebiete geschützt (Wasserschutzgebiete), zum Teil muß darüber hinaus auch eine aufwendige Aufbereitung betrieben werden (vgl. Abschn. 3.2.1.2). Zudem wird vielfach von Oberflächenwasser unbeeinflußtes Grundwasser verwendet.

Trotz vergleichsweise hoher technischer Standards bei der Trinkwassergewinnung ist es in verschiedenen anderen Ländern (z. B. USA) in den letzten Jahren immer wieder zu Ausbrüchen wasserbedingter Erkrankungen gekommen. Ursache dafür waren meist Fehler in der Aufbereitung oder ungenügende Schutzgebietsausweisungen.

190. Ein Vergleich der Erregertypen in Tabelle 3.2.1-5 mit denen in Tabelle 3.2.1-6 zeigt, daß eine Verschiebung von bakteriellen Epidemien (v. a. Typhus) hin zu viralen und durch Protozoen verursachten Epidemien stattgefunden hat. Es wird deutlich,

Tabelle 3.2.1-5

Auswahl bedeutender trinkwasserbedingter Epidemien zwischen 1850 und 1950 in Europa und den USA

Jahr	Ort	Krankheit (Erreger)	Zahl der Erkrankten	Zahl der Todesfälle
1854	London	Cholera		
1871	Halle	Typhus	282	11
1872	Lausen (Schweiz)	Typhus	130	
1872	Stuttgart	Typhus	180	14
1884	Zürich	Typhus	1 621	148
1885/88	Hamburg	Typhus	15 804	1 214
1888	Chemnitz	Typhus	2 516	
1889	Berlin	Typhus	632	
1891	Altona	Typhus	685	47
1892	Hamburg	Cholera	16 956	8 605
1893	Nietleben, Nervenheilanstalt	Cholera	122	52
1893	München, Kaserne	Typhus	331	
1893	Paderborn	Typhus	150	
1894	Paris	Typhus	419	
1897	Beuthen	Typhus	1 474	
1897	Maidstone (England)	Typhus	1 748	
1898	Paderborn	Typhus	234	32
1898/99	Gräfrath	Typhus	155	
1900	Bochum	Typhus	ca. 500	43
1901	Gelsenkirchen	Typhus	ca. 3 200	ca. 350
1904	Detmold	Typhus	780	54
1904	Gräfrath	Typhus	118	11
1908	Greiz	Typhus	140	
1908	St. Petersburg	Cholera	ca. 9 000	ca. 4 000
1909	Altwasser	Typhus	622	32
1909	Reutlingen	Typhus	290	
1915	Jena	Typhus	537	60
1919	Pforzheim	Typhus	ca. 4 000	ca. 400
1923/24	Alfeld	Typhus	über 1 100	ca. 100
1926	Hannover	Typhus	ca. 2 500	260
1926	Rostow am Don (Rußland)	Gastroenteritis	ca. 16 000	
1926	Rostow am Don (Rußland)	Typhus	2 935	
1928	Lyon (Frankreich)	Typhus	ca. 3 000	ca. 300
1938	Jugoslawien	Weil'sche Krankheit	390	8
1944	Philadelphia (USA)	Hepatitis A	344	
1945/46	Westerode	Typhus	ca. 400	26
1946	Neu-Ötting	Typhus	400	
1946	Klafeld	Typhus	325	10
1947	Greifswald	Typhus		
1948	Neu-Ötting	Typhus	ca. 600	96
1949	Waldbröhl	Typhus	127	11

ach KISTEMANN, 1997 und SCHOENEN, 1996

Tabelle 3.2.1-6

Beispiele trinkwasserbedingter Epidemien in der zweiten Hälfte des zwanzigsten Jahrhunderts

Jahr	Ort	Krankheit (Erreger)	Zahl der Erkrankten	Zahl der Todesfälle
1951	Drolshagen	Typhus	51	
1953	Thereker Mühle	Typhus	ca. 50	
1955	Drolshagen	Typhus	92	
1955	Neu Dehli	Hepatitis A	28 745	
1956	Hagen	Typhus/Paratyphus	ca. 500	
1965	Riverside (Californien)	Salmonellose	ca. 16 000	3
1967	Ost-Slowakei	Tularämie	228	
1969	Colorado (USA)	Giardiasis	123	
1969–71	Worchester (USA)	Hepatitis A	1 174	
1971	Heidenau (Sachsen)	Ruhr	482	
1972	Worbis (Thüringen)	Ruhr	ca. 1 400	
1972	Dingelstedt (Thüringen)	Hepatitis A	ca. 40	
1974	Baden-Württemberg	Typhus	423	
1976	Philadelphia (USA)	Legionellose	221	34
1977	Schweden	Rota-Virus	3 172	
1978	Pierce County (USA)	Norwalk Virus	430	
1978	Ismaning	Ruhr	2 450	
1980	Rome (USA)	Norwalk-Virus	1 500	
1980	Georgetown (USA)	u. a. Rota-Virus	ca. 8 000	
1980	Jena	Typhus	ca. 65	
1981	Eagle-Vail-Avon (USA)	Rota-Virus	ca 1 500	
1981	Halle/Saale	Rota-Virus	ca. 11 600	
1982	Tate (USA)	Norwalk-Virus	ca. 500	
1983	Cobham (England)	Cryptosporidiosis	16	
1983	Vogtland (Sachsen)	Aeromonas enteritis		
1984	Bruan Station (USA)	Cryptosporidiosis	2 006	
1985	Bristol (England)	Giardiasis	108	
1985	Cobham (England)	Cryptosporidiosis	50	
1987	Carrolton (USA)	Cryptosporidiosis	ca. 13 000	
1988	Ayshire (England)	Cryptosporidiosis	27	
1989	Swindon (England)	Cryptosporidiosis	ca. 5 000	
1989	Arizona (USA)	Norwalk-like-Virus	ca. 900	
1989	Cabool (USA)	E. coli 0157:H7 (EHEC)	243	4
1992	Jackson (USA	Cryptosporidiosis	ca. 15 000	
1993	Milwaukee (USA)	Cryptosporidiosis	ca. 403 000	
1993	Missouri (USA)	Typhus	625	
1993/94	Las Vegas (USA)	Cryptosporidiosis	103	20
1994	New York (Staat, USA)	Ruhr	230	
1994	Tennessee (USA)	Giardiasis	304	

nach KISTEMANN, 1997 und SCHOENEN, 1996

daß seit den fünfziger Jahren in Westdeutschland nur äußerst selten trinkwasserbedingte Erkrankungsausbrüche beobachtet wurden. Dies bedeutet jedoch nicht, daß trinkwasserbedingte Infektionen in Deutschland nicht auftreten. Sowohl Infektionen durch Giardien als auch mit Cryptosporidien kommen auch in Deutschland vor. Bei in Bonn untersuchten Stuhlproben in den Jahren 1989 bis 1991 waren 2 bis 4 % Giardia-positiv (KARANIS und SEITZ, 1996). Im Berliner Raum wurden bei 1,6 % der Patienten mit intestinaler Symptomatik Cryptosporidien nachgewiesen, wobei in über 60 % der Fälle Kinder unter sechs Jahren betroffen waren (HERING et al., 1989). In Leipzig waren bei 1,6 % der untersuchten Kinder mit Enteritis Cryptosporidien nachzuweisen, mit einer eindeutigen Infektionshäufung in den Sommer- und Herbstmonaten (KRAUSE et al., 1995).

Blutuntersuchungen bei 495 Probanden aus dem Mainzer Raum ergaben eine Seroprävalenz spezifischer IgG- und IgM-Antikörper gegen Oozysten von Cryptosporidien von 15,4 %. Im Schnitt werden nur in 1,1 bis 1,9 % der Stuhlproben von Diarrhöe-Patienten Oozysten gefunden (PETRY, 1997). Das deutet einerseits darauf hin, daß ein relativ großer Teil der Bevölkerung diesen Erregern ausgesetzt war, und andererseits darauf, daß bei den meisten Diarrhöen nicht mikrobiologisch abgeklärt beziehungsweise Cryptosporidien nicht als Ursache erkannt werden.

3.2.1.2.3 Defizite in der mikrobiologischen Überwachung und der Erfassung von Infektionskrankheiten in Deutschland

191. Es gibt verschiedene Gründe, weshalb in Deutschland – im Gegensatz zu anderen Ländern – bisher trinkwasserbedingte Infektionen vor allem mit Giardien oder Cryptosporidien nicht beobachtet wurden:

Gut geschützte Grundwasservorkommen sind herkömmlicherweise nicht mit humanpathogenen Mikroorganismen und Viren belastet. Allerdings kann von Oberflächenwasser beeinflußtes Grundwasser und daraus gewonnenes Trinkwasser mit Giardien und Cryptosporidien kontaminiert sein. Dafür sprechen vor allem die Ergebnisse von SEITZ und KARANIS (1997) und von PETRY (1997) (vgl. Tz. 190). Viren sind in den Rohwässern ebenfalls vorhanden, scheinen aber mit den üblichen Aufbereitungsverfahren eliminiert werden zu können (DUMKE und FEUERPFEIL, 1997). Auch Enterobakterien werden in oberflächennahen Grundwässern gefunden (ALTMEIER et al., 1996).

Probleme kann es besonders bei Hausbrunnen geben (s. Tz. 74). Diese liegen fast ausschließlich in ländlichen Regionen; eine Kontamination ist über Weidevieh oder Stallabwässer möglich. Beispielsweise ist Gülle aus Kälberställen hoch mit Cryptosporidien-Oozysten belastet.

Bei einer Kontamination von Hausbrunnen ist meist nur ein kleiner Kreis von Personen betroffen, und die Ursache der Infektion wird häufig nicht erkannt. Für Einzelwasserversorgungen mit einer Entnahme von weniger als 1 000 m^3 pro Jahr, zu denen Hausbrunnen meist gehören, gelten nach der Trinkwasserverordnung zehnfach höhere Richtwerte für die Keimzahl. Außerdem liegt es im Ermessen des zuständigen Gesundheitsamtes, ob und wie oft die Brunnen mikrobiologisch untersucht werden. Das bedeutet, daß für bestimmte Bevölkerungsgruppen ein größeres Erkrankungsrisiko hingenommen wird. Derzeit kann die potentielle Gefahr nur punktuell abgeschätzt werden. Beispielsweise gewinnen in den Landkreisen Ludwigslust und Hagenow in Mecklenburg-Vorpommern etwa 10 % der Bevölkerung ihr Trinkwasser aus solchen Brunnen (GROHMANN und WINTER, 1996). Zudem muß erwähnt werden, daß auch in Städten die Gefahr der mikrobiellen Kontamination von Grundwasser durch Abwasser aus defekten Kanälen immer größer wird (vgl. Tz. 93 f.).

192. Trinkwasserbedingte Ausbrüche von Infektionserkrankungen sind nur schwer zu erkennen. Zum einen kann eine Infektion mit Cryptosporidien oder Giardien inapparent verlaufen, das heißt, der Infizierte zeigt keine Symptome. Zum anderen wird ein Infizierter bei leichten Beschwerden keinen Arzt aufsuchen, so daß die Infektion unerkannt bleibt. Vor allem bei immunkompetenten Erwachsenen wird das häufig der Fall sein. Anders ist es bei Kleinkindern und immunsupprimierten Erwachsenen (Transplantationspatienten, Krebspatienten, AIDS-Patienten). Hier kann es schon bei niedrigen Infektionsdosen zu schwereren Erkrankungen kommen. Allerdings wird bei Diarrhöeen meist nur auf Enterobakterien hin untersucht, bei Kleinkindern oft noch auf Rotaviren. Spezialuntersuchungen auf weitere Viren sowie auf Cryptosporidien oder Giardien werden aufgrund der schwierigen mikrobiologischen Diagnostik sowie einer geringeren Gewahrsamkeit der Ärzteschaft bezüglich dieser Erreger nur selten angeordnet. Daher kommt es zu einer Unterbewertung der Erkrankungslage (BOTZENHART, 1997; PETRY, 1997).

Bei Enteritis infectiosa – eine nach dem Bundesseuchengesetz meldepflichtige Erkrankung – wird unterschieden zwischen Salmonellosen und übrigen Formen. Aus den oben genannten Gründen werden jedoch Infektionen mit Cryptosporidien und Giardien oder Viren, die unter die übrigen Formen fallen, nur selten gemeldet. Treten diese Infektionen auf, wird fast nie die Infektionsquelle identifiziert. Es gibt daher in Deutschland keine Zahlen über die Häufigkeit von trinkwasserbedingten Infektionen. Trinkwasserbedingte Ausbrüche einer Infektionskrankheit werden nur dann erkannt, wenn innerhalb kurzer Zeit sehr viele Patienten mit den gleichen Symptomen einen Arzt aufsuchen und die Infektionsquelle identifiziert werden kann. Erschwert wird dies auch durch das unzureichende Meldesystem. Dadurch werden mögliche Ausbrüche auf überregionaler Ebene nicht erkannt, und geeignete Maßnahmen können nicht eingeleitet werden.

Studien aus den USA zeigen, daß der Anteil der Personen mit spezifischen Antikörpern gegen Cryptosporidien-Oozysten dort nur unwesentlich höher ist als in Deutschland (PETRY, 1997). Daraus kann geschlossen werden, daß die Exposition gegenüber diesen Erregern in beiden Ländern etwa gleich hoch ist.

193. Die nach der Trinkwasserverordnung vorgeschriebenen Untersuchungen von Roh- und Trinkwasser auf Indikatorkeime ist unzureichend. Sie schließen zwar eine Kontamination mit fäkal-oral übertragbaren Bakterien ziemlich sicher aus, nicht aber eine Kontamination mit Erregern, die zentral eingeschwemmt werden und eine höhere Desinfektionsmittelresistenz als *Escherichia coli* aufweisen, wie Protozoen und Viren oder Erregern, die nicht aus Fäkalien stammen, sich jedoch im Hausinstallationssystem vermehren wie Pseudomonaden, Legionellen, atypische Mykobakterien und Acinetobacter (EXNER und TUSCHEWITZKI, 1994).

194. Hinweise darauf, daß die herkömmlichen mikrobiologischen Umweltstandards nicht ausreichen, um gastrointestinale Infektionen auszuschließen, gibt auch eine Untersuchung aus Kanada (PAYMENT et al., 1991). In einer prospektiven epidemiologischen Studie wurde die Häufigkeit von gastrointestinalen Symptomen bei Familien, die Trinkwasser ab Wasserwerk erhielten, verglichen mit Familien, deren Trinkwasser durch ein zusätzlich installiertes Filtergerät aufbereitet worden war.

Das Trinkwasser wurde aus mit häuslichen Abwässern verunreinigtem Oberflächenwasser gewonnen. Die Aufbereitung im Wasserwerk umfaßte Desinfektion, Flockung, Schnellsandfiltration, Ozonung und abschließende Desinfektion mit Chlor oder Chlordioxid. In diesem Wasser konnten keine Indikatororganismen (Coliforme) und keine enteralen Viren nachgewiesen werden. Das zusätzlich installierte Filtergerät bestand aus einem Vorfilter, einem Aktivkohlefilter und einer Umkehr-Osmose-Kartusche, die nur für kleine Moleküle (Wasser, Salze) durchlässig war und vor allem Partikel und Mikroorganismen zuverlässig herausfilterte.

In der gut einjährigen Beobachtungszeit wurde festgestellt, daß in Familien, die nachträglich aufbereitetes Wasser tranken, eine um etwa 35 % geringere Erkrankungsrate beobachtet werden konnte als bei Familien, deren Wasser nicht aufbereitet wurde. Es konnte nachgewiesen werden, daß in beiden Gruppen etwa gleich viele Personen erkrankten, daß aber in der Gruppe mit nicht nachbehandeltem Wasser die Personen häufiger erkrankten (PAYMENT et al., 1991).

Dies bedeutet, daß in dem vom Wasserwerk abgegebenen Wasser Mikroorganismen oder Viren vorhanden waren, die bei der Routineuntersuchung nicht erfaßt wurden. Einerseits kann es sich dabei um Erreger handeln, die ab Wasserwerk nur in geringen Konzentrationen im Trinkwasser vorhanden waren, sich aber im Leitungssystem vermehrten und Konzentrationen erreichten, die zu Erkrankungen führten. Andererseits können aber auch Erreger in Konzentrationen, die für eine Erkrankung empfindlicher Personen ausreichen, bereits ab Wasserwerk im Wasser vorhanden gewesen sein.

195. Da sich Zusammenhänge zwischen Protozoen, Wassertrübung und gesamtcoliformen Bakterien nicht erkennen lassen (ROSE und BOTZENHART, 1990), sollte nach Meinung des Umweltrates Rohwasser grundsätzlich auch auf mögliche Kontaminationen mit Parasiten hin untersucht werden.

Das übliche Indikatorsystem zur Beurteilung der seuchenhygienischen Beschaffenheit eines Wassers eignet sich nicht zur Indikation von *Giardia lamblia* und *Cryptosporidium parvum*. Die bislang verfügbaren Nachweisverfahren mit Filtration des Wassers durch Wickelfilter (ROSE und BOTZENHART, 1990) oder Durchlaufzentrifugen (WAGNER und KIMMIG, 1992), nachfolgender Konzentration, Anfärbung mit fluoreszierenden Antikörpern und Auszählung unter dem Mikroskop sind aufwendig und teuer. Außerdem schwanken Wiederfindungsraten und die Empfindlichkeit der Methode stark (LeCHEVALLIER et al., 1995).

Keines dieser bisher üblichen Nachweisverfahren kann Aufschluß über die Vitalität, Infektiosität oder Tenazität der Parasiten geben. Die Vitalität kann zwar durch einen *In-vitro*-Test, die Exzystierung, überprüft werden, doch kann die Infektiosität dieser isolierten Erreger wiederum nur im Tierexperiment mit Nagetieren gesichert werden (KARANIS und SEITZ, 1996). Es konnte jedoch nachgewiesen werden, daß Cryptosporidien-Oozysten im Trinkwasser erst nach 176 Tagen ihre Vitalität zu 96 % verlieren (ROSE et al., 1997; ROBERTSON et al., 1992).

Neue molekularbiologische Methoden bieten hier eine Alternative. Mit der Polymerase-Ketten-Reaktion ist es nicht nur möglich, humanpathogene Protozoen schnell und in relativ niedrigen Konzentrationen nachzuweisen, es ist sogar gelungen, den Test so zu modifizieren, daß auch Aussagen über die Vitalität der Keime möglich sind (GUERRANT, 1997; KARANIS und SEITZ, 1996). Dennoch sieht der Umweltrat auf dem Gebiet schneller und zuverlässiger Nachweisverfahren für Protozoen und Viren erheblichen Forschungsbedarf.

196. Bisher ist noch strittig, ob eine Nullkonzentration für Giardiazysten und Cryptosporidien-Oozysten gefordert werden soll (kein Nachweis in einem bestimmten Volumen), oder ob eine Höchstmenge zugelassen werden kann. Ein Problem bei der Festsetzung von Höchstmengen ist, daß die ID_{50} bisher nur an gesunden Erwachsenen bestimmt wurde. 132 Oozysten reichten bei 50 % der Personen aus, um eine Infektion auszulösen. Bereits 30 Oozysten führten bei einem Sechstel der freiwilligen Testpersonen zur Infektion (DUPONT et al., 1995). Wie hoch diese Dosis bei Kleinkindern und Immunsupprimierten ist, ist nicht bekannt. Auch die Epidemie im Jahr 1993 in Milwaukee (vgl. Tab. 3.2.1-6) deutet darauf hin, daß die Infektionsdosis möglicherweise niedriger liegt. Dort waren nämlich nur sehr geringe Konzentrationen im Trinkwasser festgestellt worden.

197. Der Umweltrat fordert daher vor allem Forschungsanstrengungen, um das Ausmaß der Belastung des Grund- und Trinkwassers mit humanpathogenen Keimen zu erfassen. Sollte festgestellt werden, daß auch in Deutschland trinkwasserbedingte Infektionen von Bedeutung sind, müssen geeignete Maßnahmen ergriffen werden, um die Belastung von Oberflächenwasser und davon beeinflußtem Grundwasser sowie von Trinkwasser zu reduzieren. Zudem

sollte auch der Einfluß der natürlichen Mikroflora von Boden und Grundwasser auf die menschliche Gesundheit hin untersucht werden.

3.2.2 Konsequenzen für die Wasseraufbereitung

3.2.2.1 Grundsätze der öffentlichen Wasserversorgung

Verbindliche, verfahrensrelevante Vorgaben für die Wasserversorger

198. Die wichtigsten Grundsätze der Trinkwasserversorgung sowie Anforderungen an die Trinkwasserversorger sind in der DIN-Norm „Zentrale Trinkwasserversorgung" von 1973 (DIN 2000) zusammengefaßt.

Die Kriterien dieser – den Gesetzen vorgeschalteten – Norm sind darauf ausgelegt, eine langfristig gleichbleibende, gesundheitlich unbedenkliche Trinkwasserqualität aus den öffentlichen Versorgungsanlagen zu gewährleisten, ohne daß das Grundwasser aufwendig überwacht oder aufbereitet werden muß (DIETER, 1994). Die Güteanforderungen an das Trinkwasser als unersetzliches Lebensmittel für den lebenslangen Genuß haben sich am *Grundwasser einwandfreier Beschaffenheit* zu orientieren (DIN 2000, Nr. 2).

Dieses Kriterium wird in der DIN 2000 (Nr. 3) noch weiter konkretisiert: Das Produkt Trinkwasser muß frei sein von Krankheitserregern, keimarm, appetitlich, farblos, klar, kühl, geruchlos und geschmacklich einwandfrei sein; sein Gehalt an gelösten Stoffen soll sich „in Grenzen" (der jeweiligen Vorschriften) halten; die Kostenfrage hat hierbei zurückzutreten. Es muß jederzeit in genügender Menge mit ausreichendem Druck sowohl für den Normal- als auch für den Spitzenbedarf zur Verfügung stehen. Die Versorger müssen in der Lage sein, diese Vorgaben sicher und möglichst ohne Aufbereitung einzuhalten (Nrn. 4.4, 4.9).

199. Die auf Bundesseuchengesetz und Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz gestützte Trinkwasserverordnung von 1990 – in Verbindung mit der Trinkwasseraufbereitungsverordnung – enthält verschiedene Parameterlisten, deren Werte mit unterschiedlichem Verbindlichkeitsgrad einzuhalten sind (s. ausführlich bei DIETER, 1994). Primär qualitätsbestimmende Gesetzesnormen wie Trinkwasserverordnung und Trinkwasseraufbereitungsverordnung verweisen auf zahlreiche weitere Normen privater Institutionen (v. a. DIN und DVGW; vgl. Definition SRU, 1996a, Kap. 4), so daß sich bei dem vorgegebenen Qualitätsniveau die Handlungsmöglichkeiten der Wasserversorgungsunternehmen in sehr engen Grenzen bewegen (BUCKLER, 1997, Bild 1, 3 bis 6). Einzuhalten sind Vorgaben hinsichtlich zahlreicher Qualitätsmerkmale, des Standes der (Aufbereitungs-) Technik, zugelassener Zusatzstoffe (z. B. Oxidations-, Desinfektionsmittel nach der TrwAufV v. 1959/79) sowie zahlreicher Betreiberpflichten (nach Bundes- und Landesrecht sowie Satzungen).

Durch Qualitätsverschlechterung des Rohwassers und gleichzeitige Verschärfung der Qualitätsanforderungen durch die Trinkwasserverordnung werden die Wasserversorgungsunternehmen aber zunehmend dazu gezwungen, die Aufbereitungstechnik systematisch weiterzuentwickeln und aufwendige Anlagen zu betreiben, um Belastungen im Wasserwerk sicher begegnen zu können.

Diese Anforderungen können nur eingehalten werden, wenn – abgesehen von den Maßnahmen des Gebietsschutzes – die im Wasserwerk vorhandene Technik in der Lage ist, ein unter allen Umständen einwandfreies Produkt zu liefern. Wasserversorger, die sogenanntes Reinwasser (Tz. 128) verteilen, verfügen aber keineswegs immer über aufbereitungstechnische Reserven und sind somit auf einen ausreichenden Gebietsschutz angewiesen.

Technische Aufbereitung

200. Die traditionelle Strategie der deutschen Wasserversorger ist es, Rohwasser von möglichst guter Qualität zu verwenden. Gleichzeitig versuchte man mit dieser Strategie umfangreiche, komplizierte und damit auch störungsanfällige sowie überwachungsintensive Aufbereitungsmaßnahmen zu vermeiden. Daher wird möglichst un- oder zumindest gering belastetes Rohwasser aus dem natürlichen Kreislauf bevorzugt.

Die Aufbereitung des Rohwassers erfolgt in Deutschland in mehreren Aufbereitungsstufen: *Vorreinigung – Feinreinigung – Desinfektion* (GIMBEL, 1995). Dieses Verfahrensschema wird zunehmend an den Kriterien des sogenannten Multibarrierenprinzips (s. a. abfallwirtschaftliches Multibarrierenkonzept der TA Siedlungsabfall; STABEL und SCHICK, 1997; STIEF, 1986) gemessen. Der Umfang der mit diesem Prinzip verbundenen Verfahrenskette hängt in erster Linie von der Art des zu behandelnden Wassers (Grundwasser, Quellwasser, verschiedene Arten von Oberflächenwasser) ab. Insgesamt soll durch das Zusammenspiel mechanischer, chemisch-physikalischer und biologischer Aufbereitungsschritte die Erzeugung eines einwandfreien Produkts und dessen störungs- und korrosionsfreier Transport im Netz sichergestellt werden (FLINSPACH und WERNER, 1996).

Das Erfordernis komplexer Verfahrensketten ergibt sich auch aus der begrenzten Leistungsfähigkeit chemisch-physikalischer Reinigungsschritte (nach BERNHARDT und SCHMIDT, 1988 und HABERER, 1985) durch:

- mangelnde Universalität (nicht alle trinkwasserrelevanten (Schad-)Stoffe bzw. Keime können mit gleicher Wirksamkeit entfernt werden, s. trinkwassergängige Verunreinigungen),
- Störeigenschaften bestimmter Substanzen,
- mangelnde Selektivität (auch nichttoxische, z. T. erwünschte Stoffe werden abgeschieden),
- mangelnde Spezifität (bestimmte Substanzen können selten gezielt erfaßt werden),
- die Erschöpfungscharakteristik bestimmter Verfahrenshilfsstoffe (redundante Auslegung nötig),

- den unbefriedigenden Wirkungsgrad der Abscheidung (i. a. 50 bis 75 %, Höchstwerte 90 bis 99 %),
- die abnehmende Wirksamkeit bei niedrigen Ausgangskonzentrationen beziehungsweise stark erhöhter Aufwand bei der Abscheidung geringer Restkonzentrationen (zugleich verbunden mit hohen Grenzvermeidungskosten),
- die abnehmende Stabilität mit steigender Komplexität des Systems (Betriebsstabilität ist Voraussetzung für eine dauerhaft gute Trinkwasserqualität), jedoch begrenzte Pufferungsmöglichkeiten bei wenigen Stufen sowie
- den (Sonder-)Abfallcharakter entstehender Rückstände (arsenhaltige Aufbereitungsschlämme, keimhaltige Rückspülwässer, beladene Adsorbenzien).

Die Verfahrensschritte müssen aufeinander aufbauen und gut abgestimmt sein, damit sie sich optimal ergänzen. Störstoffe beziehungsweise Stoffe mit Vorläufereigenschaften für die Entstehung von Nebenprodukten müssen sukzessive entfernt werden. Dazu sind eine laufende Qualitätskontrolle sowie die Installation effizienter Prozeßsteuerungen die notwendigen Voraussetzungen. Mit der Komplexität geht aber auch ein hoher verfahrenstechnischer Aufwand und in der Regel ein hoher Stromverbrauch einher.

Technologische Aspekte bei der räumlichen Verteilung von Wasserarten, Wasserförderung und Wasserverbrauch

201. Die öffentliche Wasserversorgung nutzt als Rohstoff

- Grund- und Quellwasser sowie
- Oberflächenwasser: unmittelbar (Fluß-, Seewasser, Wasser aus Trinkwassertalsperren), mittelbar (über Uferfiltratgewinnung und künstliche Grundwasseranreicherung)

(vgl. Abschn. 2.4.2).

Die erforderliche Wasseraufbereitungstechnik richtet sich nach der Rohstoffqualität. Oberflächenwässer bedürfen in der Regel eines wesentlich höheren Aufwandes als Grundwässer, um den Anforderungen der Regelwerke zu entsprechen.

Daraus folgt, daß die Nutzung von Oberflächenwasser meist größeren Versorgern vorbehalten bleibt.

202. Verteilungstechnisch gibt es verschiedene Varianten der räumlichen Kopplung von Gewinnung und Verbrauch:

- Nahversorgung (örtliche Förderung und Verbrauch),
- Verbundsystem (dezentrale Förderung, zentral gesteuerte regionale Verteilung aus gekoppelten Netzen),
- Fernversorgung (zentrale Förderung, zentral gesteuerte regionale Verteilung aus einem Netz).

Kleinere Wasserwerke dienen der örtlichen Versorgung bei niedrigem Verbrauch und greifen in der Regel auf örtliche Grundwasservorkommen zurück. Soweit Reinwasser gewonnen wird (Tz. 128), wird dieses ohne aufwendige Aufbereitung in das Versorgungsnetz eingespeist. Ein hoher technischer Aufwand der Aufbereitung ist in diesen Versorgungsnetzen unverhältnismäßig und wirtschaftlich meist nicht tragbar.

Wasser wird in Deutschland weiträumig aus Überflußgebieten in Mangelgebiete umgeleitet (s. Abb. 2.4-5). Die auf dieser Basis entstandenen Verbund- und Fernwasserversorgungssysteme nutzen alle verfügbaren Arten von (Roh-)Wasser, die in der Regel aufwendig aufbereitet werden.

3.2.2.2 Zum Stand der Technik der Wasseraufbereitung

Aufgaben und Eignung von Aufbereitungsanlagen

203. Die chemisch-physikalisch-biologische Wasseraufbereitung sollte folgende drei Grundaufgaben erfüllen (nach HANCKE, 1994):

- Entfernung jeglicher abiotischer sowie biotischer Verunreinigungen, die für den Verwendungszweck störend sind, unabhängig von Art und Aggregatzustand der beteiligten Stoffe,
- Stabilisierung echt gelöster sowie kolloidal verteilter Verunreinigungen, um einen korrosionsfreien und sedimentationsfreien Transport in Rohrleitungen zu gewährleisten sowie
- Desinfektion.

Bei der Wasseraufbereitung wird die Zusammensetzung des Rohwassers gezielt verändert. Die wesentliche Anforderung an die Reinigungsverfahren ist das schrittweise Entfernen von Schad- und Störstoffen natürlicher wie anthropogener Herkunft sowie von Keimen, und dies sowohl in der Grund- als auch bei Stoß- beziehungsweise Spitzenbelastung.

Dabei sollen die eingesetzten Verfahren den chemischen Charakter der Wässer stets berücksichtigen – auch im Hinblick auf Mischbarkeit und Transporteignung (DVGW-Arbeitsblatt W 216; NABER, 1984).

204. Folgende Stoffe sind teilweise oder vollständig zu entfernen oder ihre Konzentrationen in optimale Bereiche zu bringen: partikelförmige Störstoffe (Grob-, Trübstoffe), Kolloide, echt gelöste anorganische Stoffe (Eisen-, Mangan-, Calcium-, Arsenverbindungen, Nitrat usw.), echt gelöste organische Stoffe natürlicher (Huminsäuren) sowie anthropogener Herkunft (Mineralölkohlenwasserstoffe, Pflanzenbehandlungsmittel-, Arzneimittelwirkstoffe, Lösemittel usw.), gelöste Gase und geruchsaktive Substanzen. Je nach Einzelsubstanz oder Stoffgruppe sind die Verfahrensschritte Belüftung, Entlüftung, Enteisenung, Entmanganung, „Entsäuerung", Aktivkohle-Adsorption, Filtration, Flockung/Fällung, Desinfektion, Enthärtung/Aufhärtung sowie Entarsenung (vgl. DIN 2000, Nr. 4.9) bei der Aufbereitung erforderlich. Außerdem werden verschiedene Wässer gemischt.

Diese Verfahrensschritte bilden die einzelnen Bausteine bei der Ausgestaltung des örtlich erforderlichen Verfahrensablaufs nach dem Prinzip *Vorreinigung – Feinreinigung – Desinfektion* (s. Tz. 200).

205. Die in Tz. 203 genannten Aufgaben werden erfüllt durch

- mechanische Verfahren (z. B. Siebung, Grobfiltration),
- physikalisch-chemische Verfahren (Sedimentation, Flotation, Adsorption, Feinfiltration, Membranfiltration),
- chemische Verfahren (Flockung, Mitfällung, Oxidation/Reduktion, Bestrahlung mit ultraviolettem Licht, Ionenaustausch), häufig begleitet von biochemischen Vorgängen,
- biotechnische Verfahren (überwiegend gesteuerte biochemische Prozesse)

sowie durch ihre Kombinationen. Hinsichtlich der Einzelheiten der Verfahrenstechnik wird auf die Literatur verwiesen (DVGW, 1996 und 1993; HANCKE, 1994). Die erlaubten Oxidations-, Desinfektions- und sonstigen Zusatzstoffe werden in der Trinkwasseraufbereitungsverordnung geregelt.

206. Neben den oben genannten Verunreinigungen und Störstoffen können auch Mikroorganismen und Viren mit tierischen und menschlichen Ausscheidungen über Abwässer und Abschwemmungen in die Gewässer gelangen. Mikrobielle Belastungen können daher vor allem bei Wasserwerken auftreten, die Oberflächengewässer, Uferfiltrat, Quellwasser sowie Karstwasser nutzen. Bei Grundwasservorkommen, die durch ausreichend mächtige Deckschichten geschützt sind, ist der Eintrag zwar weniger wahrscheinlich, aber nicht gänzlich ausgeschlossen.

207. Im Bereich der Grund- und Quellwassernutzung wird über ein Viertel der geförderten Menge ohne Aufbereitung als *Reinwasser* gewonnen und abgegeben. *Rohwässer* werden grundsätzlich aufbereitet.

Die mengenmäßig wichtigsten Aufbereitungsverfahren dienen vor allem der Entfernung geogen bedingter Wasserinhaltsstoffe sowie der Entfernung suspendierter und organischer Stoffe (CZEKALLA, 1997; GROHMANN, 1997, 1996; FLINSPACH und WERNER, 1996).

208. Die Herkunft des Rohwassers und die Belastungen im Einzugsgebiet entscheiden letztlich über den Umfang der erforderlichen Aufbereitungstechnik im Wasserwerk. Hohe Anforderungen an die Rohwasseraufbereitung werden bei der Oberflächenwasser-, insbesondere der Flußwasseraufbereitung gestellt. Bei der Trinkwasserversorgung aus stehenden Gewässern ergeben sich Probleme insbesondere durch eutrophierende und algenbürtige Stoffe sowie durch Versauerung. Die Aufbereitung von Rohwässern aus bestimmten Grundwasservorkommen hat wiederum besondere Probleme (Tz. 213).

Neuartige Verfahren

209. In der betrieblichen Wasserversorgung und bei der inneren Kreislaufführung von Prozeßwasser sollten rein physikalisch-chemisch arbeitende Trennverfahren zum Einsatz kommen. Insbesondere aus abfallwirtschaftlicher Sicht wären Membrantrennverfahren zu bevorzugen (SRU, 1991). Mit Hilfe solcher Verfahren können niederschlagsbildende, mit Schlammanfall und Aufsalzung verbundene chemische Reaktionen vermieden werden. Nachteilig ist allerdings die systemimmanente Porenverstopfung der Membranen. Auch sind die nachzuschaltenden Stufen zur Erzeugung eines Abfallkonzentrates recht energieaufwendig (HAGMEYER und GIMBEL, 1996).

210. Letztlich kann jedes Rein- und Reinstwasser beliebiger Qualität bereitgestellt werden (s. dazu die Techniken, z. B. bei MARQUARDT, 1988). Allerdings erfordert dies in der Regel hohe Energieeinsätze und damit zusätzliche Kosten für die Bereitstellung der Technik.

Zunehmend werden in diesem Zusammenhang auch aus der Militär- und Weltraumforschung kommende Wasseraufbereitungsverfahren für die zivile Nutzung angeboten. Es handelt sich um diverse Verfahren zur Zerstörung starker biotischer und abiotischer Verunreinigungen durch extrem hohen Energieeintrag über Bestrahlung (Elektronenbeschleunigung für die Grundwasserreinigung: LORENZL, 1996) oder mit Hilfe von Plasmaverfahren. Es ist bis jetzt allerdings nicht erkennbar, inwieweit sie in herkömmliche Aufbereitungsverfahren integriert werden können.

Abfälle aus der Wasseraufbereitung

211. Mit der Aufbereitungsstrategie des Wasserwerks eng gekoppelt ist die Rückstandsproblematik der Wasseraufbereitung. Die Menge der anfallenden Schlämme hat mit der Erweiterung der chemisch-physikalischen Aufbereitung zugenommen und wird auf ca. 200 000 t Trockenmasse pro Jahr geschätzt; außerdem fallen Filterrückspülwässer an, die als Abwässer behandelt werden müssen. Als Entsorgungsweg für die Schlammrückstände kommen Verwertungsverfahren (z. B. Landwirtschaft, Landschaftsbau, Zement-, Ziegelindustrie), sonstige thermische Behandlung und Deponierung (TA Siedlungsabfall/ TA Abfall) in Frage (SCHNEIDER, 1997).

Beispielsweise weisen Filterschlämme aus Grundwasserwerken Arsenkonzentrationen von unter 1 bis weit über 2 000 mg/kg Trockensubstanz (TS) auf. Der überwiegende Teil der Aufbereitungsschlämme wird nach der TA Siedlungsabfall auf Deponien der Klasse I oder II abgelagert. Falls die TASi-Eluatwerte nicht eingehalten werden, muß die Ablagerung auf einer Sonderabfalldeponie gemäß der TA Abfall erfolgen (BALDAUF, 1995). Die Bestimmungen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes finden mittlerweile Anwendung, führen in der Praxis aber noch zu Problemen bei der Zuordnung der Reststoffe. Hier besteht Forschungsbedarf (SUCH, 1997). Bei der Oberflächenwasseraufbereitung für die Grundwasseranreicherung entstehen Flockungsschlämme, die

wegen ihrer im allgemeinen hohen organischen Anteile problematisch sind.

Die häufig eingesetzten schlammbildenden chemischen Verfahrensschritte Fällung und Flockung (F/F) sind bezüglich der Reinigungsleistung vorteilhaft, unter Entsorgungsgesichtspunkten aber als problematisch zu beurteilen. Diese F/F-Verfahren können aber teilweise durch biologische Verfahren ersetzt werden, die solche ungünstigen Nebenwirkungen nicht haben (SRU, 1991). Bei Ersatzverfahren wie etwa der Membrantechnik müssen deren Nachteile sorgfältig geprüft werden, zum Beispiel die Entstehung von Konzentrat/Retentat-Strömen, deren Verwertung weitere Verfahrensschritte erforderlich macht (KrW-/AbfG; s. w. u.). Mit Hilfe der Membrantechnik können Filterrückspülwässer jedoch gereinigt und dadurch größtenteils verwertet werden. Dadurch sinkt der Abwasseranteil.

212. Bei der Grundwassererschließung können zum Beispiel durch selektive Förderung Aufbereitungsschritte auf stark belastete Förderströme beschränkt werden (HEINRICHS et al., 1997; ROHMANN, 1988). Dadurch können sowohl die Aufbereitungsanlagen kleiner dimensioniert als auch die entstehende Abfallmenge minimiert werden.

Besonderheiten bei der Aufbereitung von Rohwasser aus Uferfiltration, künstlich angereichertem Grundwasser und natürlichem Grundwasser

Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung

213. Uferfiltration (s. DIN 2000, Nr. 4.5.1.2; FOKKEN, 1996) und künstliche Grundwasseranreicherung (s. DIN 2000, Nr. 4.6.4; DIN 4046; IVEN, 1996; SCHÖTTLER, 1997, 1993) sind traditionelle Verfahren der Wasserwirtschaft, um Oberflächenwässer für Trinkwasserzwecke nutzbar zu machen. Beide Verfahren nutzen die Filter- und Bioreaktor-Eigenschaften des Untergrundes, um die Wasserbeschaffenheit zu verbessern und bilden somit ein Element des Aufbereitungs- und Sicherheitskonzeptes vieler Wasserwerke.

Das im Untergrund entstehende Mischwasser bedarf nach Entnahme für Trinkwasserzwecke einer weiteren Aufbereitung. Deren Intensität richtet sich nach der Verunreinigung des Infiltratwassers sowie der erzielten Reinigung nach der Passage durch den Untergrund.

Einige Wasserwerke, die in Flußabschnitten mit influenten Strömungsverhältnissen fördern, sind dazu übergegangen, vorgereinigtes Oberflächenwasser zu infiltrieren und damit einströmendes Wasser zu verdrängen (z. B. das sog. Mülheimer Verfahren, RWW, 1994). Dadurch wird die Beschaffenheit des Grundwassers verändert. Beispielsweise birgt die Infiltration die Gefahr der Beeinträchtigung der natürlichen Grundwasserqualität, indem nicht entfernte Schadstoffe oder pathogene Keime in den Grundwasserleiter eingetragen werden können. Auch sind zum Beispiel Veränderungen physikalischer Parameter, etwa ein Temperaturanstieg, möglich (vgl. Tz. 137).

Sonderprobleme der Trinkwassergewinnung aus Grundwasser

214. Die Nutzung oberflächennaher Grundwasservorkommen ist vielerorts insbesondere aufgrund diffuser Stoffeinträge erschwert. Leitparameter sind dabei Nitrat (ROHMANN, 1993) sowie Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln. Zu hoch belastete Grundwässer werden in der Regel mit Rohwässern niedrigerer Belastung verschnitten, oder betroffene Brunnen werden stillgelegt (s. Tz. 215).

Mittel- bis langfristig wird es jedoch vielerorts erforderlich sein, eine Denitrifizierungsstufe in die Verfahrenskette der Aufbereitung einzubinden. Dazu stehen physikalische, chemische und biologische Verfahren zur Verfügung (HANCKE, 1994). Unter diesen Verfahren wird die biologische Denitrifikation am günstigsten beurteilt; sie ist selektiv und weist auch unter Entsorgungsaspekten deutliche Vorzüge auf (SCHMIDT, 1997). Da Denitrifizierung mit anderen Möglichkeiten (Verdünnen durch Zumischen, Ausweichen) im Wettbewerb steht, sind in Deutschland derzeit nur wenige Denitrifizierungsanlagen für die Trinkwassergewinnung in Betrieb.

Die Nutzung von Tiefengrundwässern ist heute in der Regel mit einer weitergehenden Aufbereitung gekoppelt (GIERIG, 1994). Tiefengrundwässer sind häufig fossil, meist vollständig reduziert und enthalten neben Eisen(II)- und Mangan(II)-Ionen häufig weitere unerwünschte Stoffe wie Methan, Schwefelwasserstoff, Ammonium sowie nicht selten auch Arsen in höheren Konzentrationen (bis 200 mg/L, s. BALDAUF, 1995). Diese Aufbereitungsverfahren sind technisch sehr anspruchsvoll und damit teuer.

3.2.2.3 Ausweichstrategien und deren Folgen

215. Läßt sich der erforderliche Bedarf an Trinkwasser nicht aus örtlichen, insbesondere aus oberflächennahen Grundwasservorkommen (vgl. DIN 2000, s. Tz. 198) decken, wird auf tiefer oder weiter entfernt gelegene Wasserressourcen ausgewichen. Dafür gibt es verschiedene Gründe:

- hydrogeologische und klimatische Gegebenheiten der Region („absoluter" Wassermangel),
- Qualitätsmängel durch geologische oder anthropogene Beeinflussung (güteinduzierter, „relativer" Wassermangel, wenn ein quantitativ ausreichendes Wasserdargebot nicht in der erforderlichen Qualität zur Verfügung steht).

Von diesen regionalen Gegebenheiten hängt das jeweilige Ausweichmuster einer Region ab:

- Ausweichen in die Fläche (meist weiträumig, über Wasserverbundsysteme oder Fernwasserversorgung,
- Ausweichen in die Tiefe (Förderung aus tieferen Grundwasserstockwerken).

Die Tieferlegung von Förderbrunnen – in der Regel wegen Kontaminationen mit Nitrat oder Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln – verbessert die Rohwasserqualität häufig nur vorübergehend (HARMS, 1997; MÜLLER et al., 1997). Zudem sollte die Erschließung von tieferen Grundwasserstockwerken nicht über die Problematik der aktuellen Belastungen oberflächennaher Grundwasserleiter hinwegtäuschen (GIERIG, 1994); vielmehr sollte deren weitere Nutzung mit zusätzlichen Reinigungsstufen angestrebt werden anstatt auf unbelastete, zum Teil nicht regenerierbare Vorkommen auszuweichen.

Die beschriebenen Ausweichstrategien sind vielerorts vor allem deshalb attraktiv, weil sie Kostenvorteile gegenüber der Alternative Weiterbetreiben/Sanieren bieten (vgl. Tz. 217).

3.2.2.4 Grenzen der Wasseraufbereitungstechnik und der Wasserversorgung

Derzeitige Grenzen der Aufbereitungstechnik

216. Die auf chemisch-physikalischen sowie biotechnischen Grundlagen aufgebauten Verfahrensketten in der Aufbereitung führen dazu, daß die Anforderungen geltender Bestimmungen in der Regel erfüllt beziehungsweise die Grenzwerte nicht ausgeschöpft werden (s. Tz. 165).

Es ist andererseits festzustellen, daß die Leistungsfähigkeit der einzelnen Reinigungsschritte in qualitativer und quantitativer Hinsicht begrenzt ist. Dadurch können Sicherheitslücken (z. B. Stoffenster) auftreten, so daß Stoffe oder Schadorganismen nicht erfaßt werden (Abschn. 3.2.2.1; Tz. 194).

Bestimmte echt gelöste, vor allem abwasserbürtige Stoffe, können wegen der begrenzten Leistungsfähigkeit der Aufbereitungsverfahren nicht vollständig eleminiert werden und verbleiben als sogenannte trinkwassergängige Stoffe im Trinkwasser. Dabei handelt es sich sowohl um anorganische (Salze wie Kaliumbromid, Natriumchlorid; Schwermetalle etc.) wie auch um organische Stoffe (z. B. Pflanzenbehandlungsmittelwirk- und -hilfsstoffe). Besonders problematisch sind die organischen Spurenstoffe, sogenannte refraktäre Stoffe, weil sie nicht umgewandelt oder festgelegt werden (s. a. ARW, 1996 und 1994; HABERER und TERNES, 1996). Bei diesen Substanzen handelt es sich in der Regel um polare Stoffe, die teilweise in den Kläranlagen gebildet werden und für die die üblichen Verfahren, zum Beispiel Aktivkohlefiltration im Wasserwerk, keine wirksame Barriere bilden.

In diesem Zusammenhang müssen zum Beispiel polare organische Stoffe besonders kritisch betrachtet werden, weil sie von dem üblichen Reinigungsschritt für organische Spurenstoffe, der Filtration über Aktivkohle (Adsorption), nicht oder nur ungenügend erfaßt werden. Schwer abbaubare und schlecht adsorbierbare Stoffe können durchaus „trinkwassergängig" werden (KNEPPER, 1997). Dieses Problem beschränkt sich aber in der Regel auf die Nutzung von Oberflächenwasser, Uferfiltrat und angereichertem Grundwasser.

Des weiteren können komplexe Verfahrensketten nicht beliebig erweitert werden, ohne die Stabilität des gesamten Prozesses zu gefährden. Damit sind in Anbetracht der oben genannten „Stoffenster" beziehungsweise der Trinkwassergängigkeit von Schadstoffen häufig die Möglichkeiten „nachträglicher" Wasserreinigung im Wasserwerk nach heutigem Stand der Technik erschöpft.

Grundsätzlich ist anzumerken, daß bei steigender Belastung des Rohwassers die Restbelastungen zunehmen; zudem steigen die Kosten, gleichzeitig nimmt aber die Qualität des Produkts ab.

Ökonomische Aspekte

217. Der Aufwand für die Trinkwasseraufbereitung wird entscheidend durch die Qualität des eingesetzten Rohwassers bestimmt.

Mit steigender Komplexität sowie steigendem Energie- und Kostenaufwand werden dabei die Grenzen nachträglicher Rohwasserreinigung im Wasserwerk sichtbar. Hinzu kommen die energetischen Vorleistungen der Hilfs- und Werkstoffe sowie die Entsorgungsleistungen.

Trotz ihrer beträchtlichen absoluten Höhe stellen die Aufbereitungskosten im groben Durchschnitt einen Anteil von ca. ¼ der Gesamtkosten, während ca. ¾ auf das Rohrnetz entfallen. Die Investitionen in das Leitungsnetz werden mit bis zu 85 %-Anteil ausgewiesen (BGW, 1996).

Es ist äußerst schwierig, die Kosten des Qualitätsniveaus der Wasserversorgung zu erfassen und bei Vergleichen zu berücksichtigen. Die wesentlichen kostenbedingenden Parameter für die Qualität der Dienstleistung Trinkwasserversorgung sind:

- Rohwasserqualität und Gebietsschutz (Ressourcenschutz/Gebietsschutz inkl. Überwachung)
- Aufbereitungsintensität in Verbindung mit der Rohwasserqualität
- Produktqualität (analytisch-chemische, hygienische und organoleptische Parameter und ihre Varianz)
- Dienstleistungsqualität (Zuverlässigkeit der Versorgungssicherheit, Unterbrechungsfreiheit; Verlustrate; Abrechnungsmodalitäten, Zählerquote; Umgang mit den Kunden)
- Rohrnetzqualität, Rohrnetzpflege (z. B. Dimensionierung; Einhaltung eines bestimmten, konstanten Druckes – Mindestdruck, Vermeidung von Druckspitzen; Rückflußsperren; Rohrauskleidung; Spülungen; Häufigkeit von Rohrbrüchen; Verlustminimierung; Ersatz von Bleileitungen).

Grenzen des Ferntransports

218. Fernwasserversorgung ist in verschiedenen Gebieten Deutschlands die vorherrschende Form der öffentlichen Wasserversorgung (vgl. Tz. 132). Die Leistungsgrenzen der Fernwasserversorgung ergeben sich neben den physikalischen Rohrleitungsnetzparametern hauptsächlich aus der Ergiebigkeit der genutzten Vorkommen, der chemischen Beschaf-

fenheit beziehungsweise Mischbarkeit der einzelnen Roh- und Reinwässer, der Länge der Leitungen und der Aufenthaltszeit im Rohrnetz (FLINSPACH, 1996a und 1996b; DVGW, 1983/1996).

Im Hinblick auf die Qualität ist es nur in Ausnahmefällen möglich, Grundwässer verschiedener hydrogeologischer Herkunft bzw. hydrochemischen Charakters in eine Fernleitung einzuspeisen und zu mischen (HANCKE, 1994; NABER, 1984); auch wurden während längerer Ferntransportstrecken chemisch-physikalische Veränderungen des Wassers beobachtet (NABER, 1996).

FLINSPACH (1996a) nennt als sinnvolle Obergrenze für Trinkwassertransporte Aufenthaltszeiten von maximal sechs Tagen beziehungsweise Maximalentfernungen von etwa 300 km in Fernleitungen. Längere Transportstrecken bedingen höhere Gaben von Desinfektionsmitteln sowie die Bildung höherer Mengen an Desinfektionsnebenprodukten, die gesundheitspolitisch unerwünscht und nach geltendem Recht unzulässig sind.

Grenzen der Grundwasserreinigung bei der Altlastensanierung

219. In den Altlastengutachten der Rates (SRU, 1995 und 1990) wurde aufgezeigt, daß bei vielen Schadenstypen eine irreversible Schädigung des Untergrundes vorliegt. Insbesondere in Schadensfällen mit ausgedehnten Multikomponenten-Kontaminationen unter schwierigen hydrogeologischen Bedingungen können Grundwässer selbst mit unverhältnismäßig hohem Energie- und Zeitaufwand nicht mehr in einen gering belasteten Zustand zurückversetzt werden. In diesen Fällen ist die Eignung des Grundwasserleiters zur Trinkwassergewinnung nicht mehr gegeben und das Vorkommen sollte von unbelasteten Grundwässern hydraulisch isoliert werden.

Dagegen ist die Nutzung des belasteten Wassers für weniger anspruchsvolle Anwendungen oft sinnvoll, um höherwertige Vorkommen zu entlasten. Allerdings sollten unbelastete Bereiche des Grundwasserleiters dabei keinesfalls in Mitleidenschaft gezogen werden.

Grenzen durch Abwehrtechnik

220. Unter hydraulischen Abwehrmaßnahmen werden hydraulische Maßnahmen verstanden, die eine festgestellte Grundwasserkontamination von den (Trinkwasser-)Förderbrunnen fernhalten sollen (SRU, 1990). Dazu kann unbelastetes Grundwasser, aufbereitetes Grundwasser, aber auch aufbereitetes Oberflächenwasser benutzt werden. Voraussetzung ist die genaue Kenntnis der Grundwasserhydraulik und die Modellierung der geplanten Maßnahme (Kap. 5.5, Tz. 333 ff.). Aus der Wirksamkeit bzw. dem Wirkungsgrad von Abwehrmaßnahmen ergeben sich Grenzen für die Trinkwassergewinnung. Abwehrmaßnahmen sind in der Regel energieintensiv, kostspielig und nicht frei von Risiken.

Grenzen von Trinkwassersubstitution und Wassersparmaßnahmen

221. Durch die Verwendung wassersparender Armaturen und Haushaltsgeräte sowie die Trinkwassersubstitution (Nutzung von Grau- oder Regenwasser) kann im Haushalt ein 50 %iger Minderverbrauch an Trinkwasser erreicht werden (ROTT und SCHLICHTIG, 1994). Bei diesen Ansätzen fehlt aber derzeit eine realistische ökonomische Abschätzung der Einsatzpotentiale. Für die Versorgung mit weniger anspruchsvollen Wässern müssen ein zusätzliches, getrenntes Leitungsnetz betrieben und unter Umständen Aufbereitungsanlagen installiert werden. Weniger Verbrauch an qualitativ hochwertigem Trinkwasser ist wegen der hohen Fixkostenbelastung (85 %) letztlich teurer; den Verbrauchern ist dieses Paradoxon aber schwer zu vermitteln. Insgesamt ist somit die Realisierung solcher Netze im Bereich der Privathaushalte eher unrealistisch.

Gegen die breitere Anwendung von Grauwasser bestehen zudem Bedenken bezüglich der hygienischen Qualität (DIETER, 1994). Auch das Wasser für die Toilettenspülung (32 %), Körperpflege (30 %), für das Wäschewaschen und Geschirrspülen (18 %) sowie für Putzen und Gartensprengen (18 %) muß bestimmte hygienische Anforderungen erfüllen (DIETER, 1994). Aus diesen Gründen wird eine aufwendige, zumeist kostenträchtige Aufbereitung von Grauwasser sowie die Festlegung von Qualitäts- und Überwachungskriterien prinzipiell für erforderlich gehalten (ROTT und SCHLICHTIG, 1994). Die Marktchancen für eine Grauwasserverteilung sind demnach derzeit gering.

Dagegen ist die Nutzung von Regenwasser, das bei entsprechender Behandlung sowie Pflege und Wartung der Aufbereitungsanlage vielfältig eingesetzt werden kann, weniger problematisch und wird von den Ländern breit gefördert, ohne allerdings den Zielkonflikt im Landschaftswasserhaushalt sowie die Abwasseraspekte genügend zu berücksichtigen (BORNEFF et al., 1996; ROTT und SCHLICHTIG, 1994).

4 Handlungsbedarf im zukünftigen Grundwasserschutz

4.1 Stärker zu berücksichtigende Handlungsfelder

222. Das Wasserhaushaltsgesetz fordert, Grundwasser mit seinen essentiellen Funktionen im Naturhaushalt flächendeckend zu schützen (§ 1 WHG). Besonderer Schutz soll durch Schutzgebietsausweisung im Einzugsgebiet von Wassergewinnungsanlagen erfolgen. Trotz dieser anspruchsvollen Schutzansätze sind Grundwasservorkommen und -gewinnungsgebiete aber durch stoffliche Einträge in Boden und Grundwasser und durch physikalische Eingriffe beeinträchtigt (s. u. a. UBA, 1996; MEYER et al., 1995). Nach Auswertung vorhandener Untersuchungen (Kap. 2) stellt der Umweltrat zudem fest, daß bestimmte Probleme verkannt, zumindest aber unterschätzt werden. Zuwenig wird beachtet, daß nur funktionsfähige Ökosysteme anthropogene Beeinträchtigungen kompensieren können und damit auch eine weniger aufbereitungsintensive Trinkwasserversorgung gewährleisten (Kap. 3). Besonders problematisch sind zunehmende diffuse stoffliche Einträge. Ein weiteres Problem sind Stofffreisetzungen infolge von (Land-)Nutzungsänderungen. Bestehende Überwachungssysteme und Schutzbestrebungen sind bisher nicht oder zu wenig auf derartige Problemfelder zugeschnitten. Auch wenn ein flächendeckender Grundwasserschutz gefordert wird, so ist dieser insbesondere außerhalb der Wasserschutzgebiete im Umfeld von Trinkwassergewinnungsanlagen keineswegs immer gewährleistet. Die Defizite im Grundwasserschutz sind in Kapitel 2 aufgezeigt. Zukünftig stärker zu berücksichtigende Handlungsfelder legt der Umweltrat nachfolgend dar und diskutiert in Kapitel 5 umweltpolitische Instrumente für eine langfristig bessere Ausgestaltung eines flächendeckend wirksamen Grundwasserschutzes.

223. Die Gründe für bestehende Defizite im Grundwasserschutz sind sehr unterschiedlich:

- Die Vorsorge wird häufig nicht ernsthaft angestrebt.
- Kurzfristige wirtschaftliche Interessen werden vorrangig behandelt, während ökologische Notwendigkeiten häufig zurückgedrängt werden oder gänzlich unberücksichtigt bleiben.
- Nach wie vor sind die Kenntnisse über Gefährdungen durch Einträge und Eingriffe sowie deren Auswirkungen auf die Grundwassermenge und -beschaffenheit ungenügend. Komplexe Zusammenhänge im System Grundwasserüberdeckung – Grundwasser sind zu wenig untersucht.
- Die Umsetzung umweltpolitischer Vorgaben ist teilweise ungenügend. Auch fehlen einheitliche Datengrundlagen und in Grundzügen länderübergreifend einheitliche Vorgehensweisen.

224. Aus der Situationsanalyse (Kap. 2 und 3) hat der Umweltrat einige Handlungsfelder identifiziert, die für die Umsetzung eines flächendeckend wirksamen Grundwasserschutzes zukünftig stärker berücksichtigt werden müssen:

- Der Grundwasserschutz muß den im Wasserhaushaltsgesetz vorgeschriebenen Schutz der Funktionen des Grundwassers im Naturhaushalt stärker einbeziehen (s. a. Kap. 3.1). Der derzeitigen Gewässerschutzpolitik mangelt es an ganzheitlichen Ansätzen, die neben den bestehenden Nutzungsinteressen und allen den Gewässerhaushalt beeinträchtigenden Maßnahmen ebenso der Schutz ökologischer Funktionen im Landschaftshaushalt berücksichtigen. Daraus folgt, daß bei Produktivitätsbewertungen von Kulturflächen sowohl der Ertrag als auch das Ausmaß an ökologischen Funktionsstörungen berücksichtigt werden müssen.
- Für einen flächendeckend wirksamen Grundwasserschutz fehlt derzeit im wesentlichen der Ansatz, überall auf der Fläche grundsätzlich eine standortangepaßte und damit grundwasserverträgliche Landnutzung durchzusetzen. Die aus einem flächendeckenden Grundwasserschutz resultierenden Forderungen betreffen sowohl die besiedelte Fläche mit ihren vielfältigen und kleinflächig geregelten Nutzungen als auch den großen von der Landwirtschaft genutzten Flächenanteil, für den nur ein fragmentarisches und zudem kaum zu überwachendes Nutzungsregime besteht. Viel zu wenig werden die bodenkundlichen und geologischen Standortgegebenheiten, die Nutzungsgeschichte sowie etwaige Nutzungsänderungen und -einschränkungen in Lösungsansätze für eine grundwasserverträgliche Landnutzung einbezogen.
- Sowohl die punktuellen und linienförmigen Einträge aus Altlasten, Abwasserkanälen etc. als auch die flächenhaften Einträge von Nitrat und von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln sind nach wie vor drängende Probleme im Grundwasserschutz. Der Umweltrat erkennt darüber hinaus eine zunehmende Gefährdung des Grundwassers durch diffuse Stoffeinträge, insbesondere von sekundären Luftschadstoffen, aber auch von Arzneimittelwirkstoffen. Auch sind Stofffreisetzungen aus Baustoffen für das Grundwasser relevant.
- Das regional entnehmbare Grundwasserdargebot und der mögliche Umfang der Vergabe von Förderrechten für die Trink- und Brauchwasserbereitstellung lassen sich nur grob abschätzen. Die Datenerfassung zur räumlichen Zuordnung der Wassergewinnung und -versorgung erfolgt derzeit nach formalen, in der Regel verwaltungstechnischen Kriterien sowie nach Wassereinzugsgebieten großer Flüsse. Es fehlt an einer konsequenten

Zuordnung der Grundwasserfördermengen zu den entsprechenden Grundwassereinheiten (s. Kap. 5.3) und damit auch an wichtigen Planungs- und Entscheidungsgrundlagen.

- Vielfach ist insbesondere die Nutzung oberflächennaher Grundwasservorkommen vor allem durch Stoffeinträge erschwert. Vielfach mußten Förderanlagen aufgrund zu hoher Kontaminationen bereits stillgelegt werden. Für die Trinkwassergewinnung wird dann auf benachbarte Grundwasservorkommen, tiefere Grundwasserstockwerke oder auf eine Fernwasserversorgung ausgewichen. Zukünftige qualitätsbedingte Ausweichmaßnahmen sollten mit Sanierungsauflagen für das belastete Grundwasservorkommen verbunden werden.
- Trotz aller technischer Weiterentwicklungen zeigen offensichtliche Stoffenster in der Wasseraufbereitungstechnik (s. Tz. 194) die Leistungsgrenzen der Aufbereitungsverfahren auf. Der Zwang zu immer kostenintensiverer technischer Aufrüstung der Wasseraufbereitung kann nur durch einen vorsorgenden, konsequent flächendeckend ansetzenden Grundwasserschutz vermieden werden, der weitere Belastungen verhindert.
- Derzeit fehlen bundesweit vereinheitlichte verwaltungstechnische Vorgehensweisen im Grundwasserschutz. Da die Zuständigkeit in Fragen des Grundwasserschutzes bei den Wasserbehörden der Länder liegt, scheidet die Möglichkeit einer Wasserwirtschaftsverwaltung des Bundes als Lösung aus. Soweit Verwaltungseinheiten nicht deckungsgleich mit der Erstreckung der Grundwasservorkommen sind, werden Kooperationen zwischen benachbarten Verwaltungseinheiten notwendig. Die bisher überwiegend wassermengenwirtschaftliche Orientierung müßte zudem um eine starke Komponente der Sicherung und Überwachung der Wasserqualität ergänzt werden. Den Länderverwaltungen würde neben den klassischen Verwaltungsaufgaben bei Genehmigungen und Bewilligungen die Aufgabe verbleiben, die Tätigkeit solcher Wasserverbände „neuen Typs" kooperativ zu überwachen.

4.2 Zur Zielediskussion im Grundwasserschutz

225. Die Gewässerschutzpolitik ist bestrebt, die Gewässer im engeren Sinn, ihre Randzonen sowie die in funktionalem Zusammenhang mit den Gewässern stehenden Teilräume ebenso wie die Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser ganzheitlich zu erfassen. Erklärte Ziele sind:

- Schutz der oberirdischen Gewässer und Küstengewässer als Lebensgrundlage und als natürlicher Lebensraum für Menschen, Tiere und Pflanzen,
- Schutz des Grundwassers als natürliche Ressource,
- nachhaltige Nutzung des Wassers für die Versorgung der Bevölkerung, der Landwirtschaft, der Industrie und des Gewerbes, für Naherholung und Fischerei

(s. a. LAWA, 1996)

Für den Grundwasserschutz wird die Zielsetzung konkretisiert, indem das Grundwasser in seiner natürlichen Beschaffenheit erhalten werden muß (LAWA, 1996, 1992). In § 34 WHG werden diese Ziele betont und dem vorsorgenden Grundwasserschutz besonderer Stellenwert eingeräumt. Der explizit verankerte Besorgnisgrundsatz erfordert einen flächendeckenden, am Vorsorgeprinzip orientierten Grundwasserschutz (LAWA, 1996). Danach machen bereits entfernte Wahrscheinlichkeiten für eine Beeinträchtigung des Grundwassers Schutzmaßnahmen notwendig. Diese Zielsetzung wird auch seitens der Wasserversorgungsunternehmen verfolgt (FLINSPACH, 1992).

226. Für den Grundwasserschutz wird das Umweltqualitätsziel, die natürliche Beschaffenheit des Grundwassers zu erhalten (LAWA, 1996, 1992), umweltpolitisch weitestgehend anerkannt. In diesem Zusammenhang muß allerdings der Begriff „natürliche Beschaffenheit" überdacht werden. Tatsache ist, daß das Grundwasser zumindest in den oberflächennahen Grundwasserleitern heute nahezu überall anthropogen beeinträchtigt ist. Eine anthropogen unbeeinträchtigte Grundwasserbeschaffenheit ist aufgrund vielfach langer Nutzungsgegebenheiten gar nicht mehr rekonstruierbar. Daher muß diese Zielsetzung aufgrund der heute vorhandenen, durch menschliche Aktivitäten beeinträchtigten Gegebenheiten relativiert werden. Der Umweltrat schlägt vor, von anthropogen möglichst unbelastetem Grundwasser zu sprechen. Weitere anthropogene Beeinträchtigungen sind zukünftig möglichst zu vermeiden. Um dieses zu unterstreichen, sei auch auf das Verschlechterungsverbot verwiesen, das § 34 WHG immanent ist. Nach § 1 a Abs. 1 und 2 WHG sind Gewässer zudem als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum zu „sichern", und vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen haben zu unterbleiben. Auch ist jede Person verpflichtet, „sonstige nachteilige Veränderungen" der Eigenschaften des Wassers zu verhüten.

227. Etwaige Schadensfälle sind zu sanieren. Mit einer Sanierung ist allerdings der Zustand von Grundwasser und Grundwasserleiter vor Eintritt des Schadens nur selten wiederherzustellen. Grundwasserbezogene Sanierungsziele haben diesem Umstand Rechnung zu tragen, sollten aber doch auch an dem Schutzziel „anthropogen möglichst unbelastet" ausgerichtet sein.

228. Der Umweltrat begründet die Forderung nach einem flächendeckenden und vorsorgenden Grundwasserschutz mit unzureichenden Kenntnissen über Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge im Landschaftswasserhaushalt. Schlechte Erfahrungen, wie etwa im Zusammenhang mit der Altlastenproblematik, zeigen, wie notwendig es ist, im Zweifelsfall Vorsorge walten zu lassen.

Punktuelle, linienförmige und auch flächenhafte Stoffeinträge verteilen sich über das Grundwasser oft

großflächig und unkontrolliert, da vielfach großräumige hydraulische Zusammenhänge zwischen verschiedenen Grundwasservorkommen bestehen. Diese sind aber oft nur unzureichend bekannt. Über Schutzgebietsausweisungen kommt es allein zu einer Regulierung anthropogener Beeinträchtigungen im unmittelbaren Umfeld von Wassergewinnungsanlagen. Ein flächendeckender Grundwasserschutz kann damit nicht gewährleistet werden. Punktuell oder räumlich begrenzt ansetzende Schutzbestrebungen sind aber wenig zielführend, da Austauschvorgänge zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser sowie zwischen einzelnen Grundwasservorkommen langfristig und großräumig stattfinden. Daher kann das Umweltqualitätsziel „anthropogen möglichst unbelastetes Grundwasser" nur flächendeckend umgesetzt werden.

229. Grundsätzlich sollten Maßnahmen zur Erreichung eines flächendeckend wirksamen Grundwasserschutzes vorrangig auf Vermeidung beziehungsweise Verringerung von Beeinträchtigungen der Grundwasserüberdeckungen und des Grundwassers selbst ausgerichtet sein, um die meist großräumigen Stoffausbreitungen über den Pfad Wasser, insbesondere Grundwasser, zu vermeiden. Bei allen Schutzbestrebungen sind die jeweiligen Bodeneigenschaften, insbesondere die Bodenarten, sowie die Nutzungsgeschichte der Standorte Maßstab dafür, wie stark Grundwasservorkommen durch Stoffeinträge und nichtstoffliche Beeinträchtigungen gefährdet sind.

Bisher berücksichtigt die Bodenschutzpolitik noch viel zu wenig den vorsorgenden, flächendeckenden Schutz der Böden, so daß folglich auch kein flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz gewährleistet ist. Die meisten Abläufe im Boden sind direkt abhängig vom Wassergehalt des Bodens und von der Geschwindigkeit, mit der Wasser durch den Untergrund sickert. Neueste Untersuchungen zu Sickergeschwindigkeiten und Stofftransporten im Boden zeigen, daß die Vorgänge und die Schutzfunktion des Bodens gegen Verunreinigungen des Grundwassers bisher häufig falsch eingeschätzt werden. Solange ein aktiver, vorsorgender Bodenschutz vernachlässigt wird, sind immer reparative Maßnahmen im Grundwasserschutz erforderlich.

Der Umweltrat hält es für dringend geboten, über das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) einheitliche Mindestkriterien für einen flächendeckend wirksamen Boden- und somit auch Grundwasserschutz festzulegen. Inwieweit beispielsweise die im untergesetzlichen Regelwerk festzulegenden Prüf- und Maßnahmenwerte einerseits, Vorsorgewerte andererseits die Anforderungen der oben angesprochenen Mindestkriterien ansatzweise erfüllen können, bleibt abzuwarten. Sollten in naher Zukunft – insbesondere bezüglich des Grundwasserschutzes – weiterhin Vollzugsdefizite deutlich werden, muß das Bundes-Bodenschutzgesetz beziehungsweise das untergesetzliche Regelwerk unmittelbar nachgebessert werden.

Flächendeckender Grundwasserschutz erfordert, nicht überall den gleichen, sondern einen standortangepaßten Schutzaufwand zu betreiben – allerdings immer mit demselben Umweltqualitätsziel. Flächendeckender Grundwasserschutz mit abgestuftem Schutzaufwand setzt aber detaillierte Kenntnisse über die Schutzwirkung der unterschiedlichen Deckschichten voraus. Weitere Anstrengungen sind für eine Bestandsaufnahme sowie für die Untersuchung der komplexen Zusammenhänge in Boden und Grundwasserleiter notwendig. Zudem wird der personelle Aufwand für Bestandsaufnahme, Planung und differenzierte Durchsetzung nicht unerheblich sein. Insbesondere beträfe der differenzierte Schutzansatz ein einschneidendes Umdenken in der derzeitigen Land- und Forstwirtschaft (SRU, 1996b). Kurz- und mittelfristig wären für die Durchsetzung dieses differenzierten Schutzansatzes letztlich nicht unerhebliche Ausgleichszahlungen erforderlich. Die für die Umsetzungen der differenzierten Ansätze notwendigen Instrumente werden in Kapitel 5 diskutiert.

5 Strategien und Maßnahmen der künftigen Grundwasserschutzpolitik

5.1 Strategien des Grundwasserschutzes

230. Grundwasser erfüllt zahlreiche, einander zuweilen ausschließende Nutzungsansprüche. In *quantitativer* Hinsicht konkurrieren öffentliche Wasserversorger, Landwirtschaft sowie industrielle Eigenversorger um die verfügbaren Grundwassermengen. Weiterhin ist die Grundwasserverfügbarkeit für den Erhalt ökologischer Funktionen bedeutsam. Entnahmebedingte Absenkungen des Grundwasserspiegels können dazu führen, daß Biotope periodisch oder dauerhaft trockenfallen, Setzungsschäden entstehen und anderes mehr. Die Versiegelung von Flächen bewirkt eine Verringerung der Grundwasserneubildungsraten und damit eine Absenkung des Grundwasserspiegels. Dieses kann auch durch Entfernen der Deckschichten und damit Freilegen des Grundwassers und erhöhter Verdunstung verursacht werden. Durch die künstliche Versickerung von Wasser können zwar die Mengendefizite ausgeglichen werden, allerdings besteht dadurch die Gefahr von Stoffeinträgen.

Stoffliche Einträge in das Grundwasser können Nutzungen, wie die Wasserversorgung, einschränken und eine aufwendige Wasseraufbereitung notwendig machen. Durch Qualitätsverschlechterungen können auch die ökologischen Funktionen des Grundwassers verändert werden.

Von besonderer praktischer Relevanz sind güteinduzierte Mengenprobleme. Diese bestehen darin, daß im Hinblick auf die Quantität des verfügbaren Grundwassers zwar kein Engpaß besteht, qualitativ hochwertiges Grundwasser hingegen knapp ist.

231. Aus den oben beschriebenen Nutzungskonflikten resultiert nun die Frage, wie die unterschiedlichen Anforderungen an die Ressource Grundwasser miteinander in Einklang gebracht werden können. Dort, wo Nutzungen einander beeinträchtigen oder sich gegenseitig ausschließen, muß entschieden werden, welcher Verwendung Priorität einzuräumen ist. Die Lösung von Allokationsproblemen erfolgt in Marktwirtschaften im allgemeinen über den Preis. Der Nachfrager wird dabei den am Markt zu zahlenden Preis mit seiner individuellen Zahlungsbereitschaft vergleichen. Ein knappes Gut wird damit in die Verwendung gelenkt, in der es den höchsten Nutzen stiftet. Da die Nachfrager ihre Präferenzen am besten kennen, ist eine Bewertung über den Markt einer politischen Bewertung grundsätzlich vorzuziehen.

232. Bei Grundwasserleitern handelt es sich entsprechend den Ausführungen in den vorangegangenen Abschnitten (Kap. 1, Tz. 7) selten um abgeschlossene, sondern um kommunizierende Systeme. Zudem haben sie vielfach große räumliche Ausdehnung. Stoffeinträge oder Wasserentnahmen beeinträchtigen damit andere Nutzungen innerhalb des gleichen Grundwasserleiters sowie in anderen Grundwasserleitern. Es kommt zu Nutzungskonkurrenzen. Die Zuordnung exklusiver Eigentumsrechte an der Grundwasserressource ist aufgrund der physikalischen Eigenschaften des Grundwassers nicht möglich. Ein konkreter Kubikmeter Wasser kann aufgrund der Mobilität von Grundwasser innerhalb eines Pools nicht exklusiv zugewiesen werden. Aber auch die Zuweisung von exklusiven Eigentumsrechten an einem ganzen Aquifer wird in der Regel daran scheitern, daß Grundwasserleiter stark miteinander vernetzt und die hydraulischen Zusammenhänge zwischen Grundwasservorkommen oft nicht bekannt sind. Damit weist die Grundwasserressource wesentliche Eigenschaften einer *Common Property*-Ressource auf (KUCKSHINRICHS, 1990; BERGMANN und KORTENKAMP, 1988). Verhandlungen mit dem Ziel der Internalisierung externer Effekte innerhalb des Pools, die beispielsweise aus Stoffeinträgen oder Förderaktivitäten resultieren, kommen aufgrund der fehlenden Ausschließbarkeit Dritter vielfach nicht zustande. Wird der Zugang zum Grundwasser nicht beschränkt, hat dies unter Umständen die Übernutzung des Grundwasserleiters zur Folge. Die negativen Folgen der eigenen Nutzungsentscheidung auf Kosten anderer (heutiger und zukünftiger) Nutzer werden ebensowenig berücksichtigt wie die Auswirkungen auf die ökologischen Funktionen des Grundwassers. Ein aus einzelwirtschaftlichem Kalkül rationales Verhalten führt nicht zu den gesamtgesellschaftlich erwünschten Ergebnissen. Eine wohlfahrtsmaximierende Lösung des Allokationsproblems wird aufgrund der Gutseigenschaften der Ressource Grundwasser nicht realisiert. Eine dauerhaft umweltgerechte Grundwassernutzung ist allein im Wege privater Verhandlungen nicht zu erzielen.

233. Statt einer marktlichen Lösung der Frage nach dem anzustrebenden Grundwasserschutz wird die Fixierung von Mindestanforderungen in qualitativer und quantitativer Hinsicht durch eine übergeordnete Instanz erforderlich (so bereits BERGMANN und KORTENKAMP, 1988). Zielsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Bewirtschaftung der Ressource ist die Erreichung eines *flächendeckend anthropogen möglichst unbelasteten Grundwassers*. In quantitativer Hinsicht darf die Entnahmemenge das nutzbare Grundwasserdargebot nicht übersteigen (vgl. Kap. 4). Der Umweltrat hält es für richtig, diese Ziele bundesweit festzuschreiben und auf der Basis der Grundwassereinheiten (s. Kap. 5.3) umzusetzen. Dabei darf jedoch nicht verkannt werden, daß Grundwasserkörper nicht an Staatsgrenzen enden. Sollen die Anstrengungen im Grundwasserschutz auf nationaler Ebene nicht durch Beeinträchtigungen des Grundwassers in Nachbarstaaten konterkariert werden, muß die deutsche Umweltpolitik ihre Ziele auch auf europäischer Ebene deutlich machen.

234. Das Ziel eines flächendeckend anthropogen möglichst unbelasteten Grundwassers ist insbesondere durch das Nicht-Verschlechterungsgebot gemäß § 34 WHG gedeckt. Um dieses Ziel zu erreichen, wären jedoch zum Teil sehr viel weitreichendere Maßnahmen erforderlich als diejenigen, die bereits heute im Grundwasserschutz zum Tragen kommen. Geboten wäre der flächendeckende Einsatz eines Instrumentariums, bei dem bestehende Gefährdungspotentiale des Grundwassers Berücksichtigung finden. Ansatzpunkte für einen flächendeckenden, nicht an den einzelnen Nutzungen orientierten Grundwasserschutz sind neben den Wassergesetzen u. a. die entsprechenden Fachgesetze (vgl. Kap. 5.2). Eine flächendeckende Überplanung kann dabei Aufschluß über die Empfindlichkeit der Standorte und die verbleibenden Nutzungsmöglichkeiten geben (vgl. Kap. 5.4).

235. Bei der Wahl von Umwelthandlungszielen im Grundwasserschutz beziehungsweise von Instrumenten zu deren Durchsetzung ist zwischen stofflichen Einträgen zu unterscheiden, die über den Luftpfad verbreitet werden, und solchen, die in der unmittelbaren Umgebung des Emittenten (z. B. einer baulichen Anlage, eines Verkehrswegs) sowie durch direkte Bodennutzungen eingetragen werden. Während für Stoffeinträge, die überregional über den Luftpfad verbreitet werden, keine standortangepaßten Maßnahmen möglich sind, kann die Implementation des Ziels eines flächendeckend anthropogen möglichst unbelasteten Grundwassers für stoffliche Belastungen, die räumlich begrenzt eingetragen werden, am besten in der Region unter Berücksichtigung der Belastungsempfindlichkeit des Grundwassers erfolgen (vgl. Tz. 280). Das entnehmbare Grundwasserdargebot ist ebenfalls standortspezifisch zu ermitteln, weil sich Neubildungsraten regional unterscheiden, und die Wasserentnahme ihre unmittelbare Wirkung (etwa auf grundwasserabhängige Ökosysteme) in Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Grundwasserkörpers unter Umständen relativ kleinräumig entfaltet.

236. Um den jeweiligen Standortgegebenheiten Rechnung zu tragen, sollten solche Gebiete, die eine erhöhte Belastungsempfindlichkeit in bezug auf das Grundwasser aufweisen, nach Ansicht des Umweltrates zu Grundwasservorranggebieten erklärt werden (vgl. Tz. 299). Bei behördlichen Entscheidungen über Planungen und die Zulassung von Einzelvorhaben mit wasserwirtschaftlicher Bedeutung (Entscheidungen über die Siedlungsausdehnung, im Verkehrswegebau sowie über die Genehmigung von Anlagen, in denen mit wassergefährdenden Stoffen umgegangen wird) soll damit Grundwasserschutzbelangen in Regionen, die dieser Gebietskategorie zugeordnet sind, Priorität eingeräumt werden. Ob Einzelvorhaben mit wasserwirtschaftlicher Bedeutung mit dem Grundwasserschutz vereinbar sind, ist insbesondere nach dem Raumordnungsrecht festzustellen (Anpassung der Bauleitplanung an die Ziele der Raumordnung, § 4 Abs. 1 ROG, § 1 Abs. 4 Bau GB; Beurteilung im Raumordnungsverfahren, § 15 ROG). Das Zulassungsrecht für wassergefährdende Anlagen muß zukünftig den Schutz von Grundwasservorranggebieten gewährleisten.

237. Problematisch ist die Kategorie der Grundwasservorranggebiete u.a. insofern, als sie keinen zusätzlichen Schutz vor diffusen Stoffeinträgen aus der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung bietet. Nach der gegenwärtigen Gesetzeslage werden Grundwasserschutzbelange im Rahmen der „ordnungsgemäßen Land- und Forstwirtschaft" nur unzureichend berücksichtigt. Dort, wo der Grundwasserschutz höhere Anforderungen an die Flächennutzung begründet, entsteht den Land- und Forstwirten ein Ausgleichsanspruch (§ 19 Abs. 4 WHG). Eine den Standortverhältnissen angepaßte, grundwassergerechte Flächennutzung ist damit nur an solchen Standorten durchsetzbar, an denen Grundwasser zum Zweck der Trinkwasserversorgung gefördert wird. Für die nutzungsunabhängige Verfolgung des Ziels flächendeckend anthropogen möglichst unbelasteten Grundwassers ist diese Sonderstellung der Landwirtschaft hingegen wenig geeignet. Statt dessen empfiehlt der Umweltrat, eine standort- und grundwassergerechte Landnutzung flächendeckend für verbindlich zu erklären (vgl. Tz. 263 ff.). Ansatzpunkt für eine derartige Neufassung der „guten fachlichen Praxis" sind die entsprechenden Fachgesetze und Verordnungen (Bundesnaturschutzgesetz, Forstgesetze, Bundes-Bodenschutzgesetz, Pflanzenschutzmittelgesetz, Düngemittelverordnung, Gülleverordnung). Der Umweltrat betont, daß die „gute fachliche Praxis" auch Umweltauswirkungen von Nutzungsänderungen (z. B. Grünlandumbruch, Kahlschlag) erfassen muß. Bei der Umsetzung der oben genannten Strategie kann auf Erfahrungen mit Kooperationslösungen in Wasserschutzgebieten zurückgegriffen werden.

Der Schutz des Grundwassers sollte in der Landwirtschaft ebenso wie in allen anderen Sektoren grundsätzlich als Ausfluß der Sozialpflichtigkeit des Eigentums betrachtet werden, der bislang nicht ausreichend Beachtung geschenkt wurde. Kompensationen für eine standort- und grundwassergerechte Flächennutzung sind daher auf lange Sicht nicht angezeigt. Dennoch kann man zeitlich befristete Zuwendungen für Land- und Forstwirte als Übergangslösung vorsehen, um ökonomische Friktionen und soziale Härten zu vermeiden und auf diese Weise die Akzeptanz der Maßnahmen zu erhöhen. Hier wäre zu prüfen, ob Teile der EU-Agrarfördermittel umgewidmet werden können, um einen entsprechenden ökologischen Umbau der Land- und Forstwirtschaft sozial und ökonomisch abzufedern.

238. Hinsichtlich der Wasserentnahme gilt, daß Grundwasser in Deutschland auf nationaler Ebene zwar in ausreichender Menge vorhanden ist, es regional jedoch zu Engpässen kommt. Die Zuteilung knapper Grundwasserrechte auf rivalisierende Nutzungen unterfällt in Deutschland der öffentlichen Benutzungsordnung. Der Preismechanismus, über den im Markt die Allokation von Gütern auf alternative Verwendungszwecke erfolgt, ist im Fall der Grundwasserentnahme außer Kraft gesetzt. Da die Nachfrager nicht mit den tatsächlichen Opportunitätskosten ihrer Nutzungsentscheidung konfrontiert werden, wird ein verschwenderischer Umgang mit der Ressource begünstigt. Die Wasserbehörde selbst verfügt nicht über die erforderlichen Informationen, um im

Fall regionaler Engpässe über die effizienteste Verwendung zu entscheiden. Die Dringlichkeit, mit der der Antragsteller die Ressource benötigt, findet damit unter dem bestehenden Regime keine Berücksichtigung.

Zwar werden mittlerweile in der Mehrzahl der Bundesländer Entgelte für die Wasserentnahme erhoben (vgl. Tab. 5.1-1), allerdings erfolgt keine regionale Differenzierung der Abgabensätze nach der Nutzungskonkurrenz vor Ort. Anreize, auf andere Quellen auszuweichen und damit eventuell verbundene höhere Aufbereitungs- oder Transportkosten in Kauf zu nehmen, werden nicht gesetzt.

239. Der Umweltrat favorisiert hingegen eine Lösung, bei der die Fachbehörden das nutzbare Dargebot ermitteln, die Region (Zweckverbände von Kommunen, deren Zuständigkeit sich unter Umständen über großräumige Grundwassereinheiten erstreckt) selbst jedoch über die Verleihung zeitlich enger befristeter Wasserentnahmerechte entscheidet. Sie wird dabei zum Anbieter von Wasserentnahmerechten für Grundwasser, dessen Qualität durch regionale Maßnahmen zu beeinflussen ist (etwa durch Gebietsschutz einschließlich Kooperationen mit den Emittenten). Entscheidungen der Region sind der oberen Wasserbehörde vorzulegen. Diese hat ein präventives und nachträgliches Beanstandungsrecht und kann die von der Region erteilten Erlaubnisse oder Bewilligungen beanstanden oder widerrufen, wenn zu erwarten ist, daß die ökologischen Funktionen des Grundwassers durch Wasserentnahmen gefährdet sind oder eine solche Gefährdung nachträglich eintritt. Die Schutzziele bleiben damit der Aufsicht der oberen Wasserbehörde unterstellt.

Eine eventuell bestehende Nutzungskonkurrenz bei knappem regionalem Wasserdargebot kann die Region dadurch beheben, daß sie die Förderrechte ausschreibt. Die sich im Rahmen des Bietverfahrens ergebenden Preise sind Ausdruck der Grundwasserknappheit vor Ort.

Möglichkeiten der Lenkung der Wasserentnahme mit preislichen Instrumenten

Die Forderung nach einer Neuordnung der wasserrechtlichen Vergabepraxis nimmt in der Literatur mittlerweile einen relativ breiten Raum ein (u. a. HAMANN, 1993; BERGMANN und KORTENKAMP, 1988; ANDERSON et al., 1983). Ausgangspunkt derartiger Überlegungen ist die Feststellung, daß das bestehende Nutzungsregime wenig geeignet ist, das entnehmbare Grundwasserdargebot in seine effizienteste Verwendung zu lenken. Eine höhere Effizienz wird hingegen einem an regionalen Mengenzielen ausgerichteten Einsatz preislicher Instrumente zugesprochen.

Nutzungskonflikte um die begrenzt verfügbaren Wassermengen entstehen durch die Konkurrenz unterschiedlicher Nutzer (öffentliche Wasserversorger, industrielle Eigenwasserversorger, Landwirtschaft, Bergbau). Je nach Verwendungszweck wird Wasser in sehr unterschiedlicher Qualität nachgefragt. Auch die Substitutionsmöglichkeiten und Einsparpotentiale unterscheiden sich in Abhängigkeit vom Verwendungszweck erheblich.

Mit der Auspreisung des Wasserverbrauchs wird Wasser zu einem gewöhnlichen Produktionsfaktor, der im einzelwirtschaftlichen Kalkül der Nachfrager Berücksichtigung findet. Nutzer werden den Einsatz des mit dem Knappheitspreis bewerteten Wasserverbrauchs mit ihren individuellen Substitutions- beziehungsweise Einsparmöglichkeiten vergleichen. Sie werden sich nur dann für die Wasserentnahme entscheiden, wenn ein Ausweichen auf andere Wasservorkommen (z. B. Oberflächenwasser, Grundwasser einer geringeren Qualität, Fernwasserversorgung) oder der Verzicht (Wiederverwendung, Einsparung durch den Einsatz neuer Techniken) mit höheren Kosten verbunden ist.

Die hohe Effizienz preislicher Instrumente ist darauf zurückzuführen, daß Unterschiede in den Vermeidungskosten rivalisierender Nachfrager genutzt werden. Diejenigen kommen in den Genuß begrenzter Förderrechte, bei denen die Rechte den höchsten Nutzen stiften. Voraussetzung für eine effiziente Allokation des entnehmbaren Dargebots aus einer Grundwassereinheit ist jedoch, daß sich alle Nachfrager nach Grundwasser aus der gleichen Grundwassereinheit an den gleichen Preis anpassen. Nur so kommen Unterschiede in den Kosten der Ausweichstrategien voll zum Tragen.

Ziel der Lenkung mit preislichen Instrumenten ist es, die von den Fachbehörden für Grundwassereinheiten ermittelten zulässigen Wasserentnahmen in denjenigen Regionen zu verteuern, in denen es angesichts von Nutzungskonkurrenz zu regionalen Engpässen kommt. Im Wege der Auspreisung von Grundwasser soll die begrenzte Fördermenge effizient auf die rivalisierenden Verwendungszwecke aufgeteilt werden. Entnahmen aus verschiedenen Grundwasserkörpern sind in Abhängigkeit von der Nutzungskonkurrenz vor Ort mit unterschiedlichen Preisen zu belegen. Je nach Qualität des Grundwassers und der Nutzungsstruktur im Umfeld des Grundwasserkörpers wird die Nachfrage nach Förderrechten sehr unterschiedlich ausfallen. Die Belegung der Wasserentnahme mit einem Preis wirkt dort kontraproduktiv, wo keine Nutzungskonkurrenz auftritt. In diesem Fall müßte ein Preis von Null gesetzt werden.

Das Erheben von Wasserentnahmeentgelten in den Ländern (Tab. 5.1-1) ist insofern zu begrüßen, als über die Verteuerung von Grundwasser für die Nachfrager Anreize zu einem sparsamen Umgang mit der Ressource gesetzt werden. Die Vermeidung der Grundwasserentnahme wird belohnt. Nicht die Behörde schreibt die Maßnahmen vor, sondern die Nutzer können frei darüber entscheiden, ob, wann

und wie sie ihren Verbrauch an Grundwasser reduzieren.

Dennoch weisen die bestehenden Abgabenlösungen einige gravierende Mängel auf. So ist die Abgabenhöhe nicht auf die treffsichere Erreichung regionaler Mengenziele ausgerichtet. Eine Differenzierung der Abgabensätze entsprechend der Nutzungskonkurrenz unterbleibt. Auch die Entnahme von Grundwasser aus für die Nachfrager weniger interessanten Grundwasserleitern unterliegt dem Entgelt.

Ein weiterer wichtiger Ansatzpunkt der Kritik ist die in vielen Landeswassergesetzen und Abgabenordnungen verankerte Differenzierung der Abgabenhöhe nach dem Verwendungszweck. Diese ist Ausdruck der Erwartung des Gesetzgebers über das unterschiedlich starke Nutzungsinteresse am Wasserdargebot in den jeweiligen Einsatzfeldern. Nicht der Gesetzgeber, sondern allein die Nachfrager verfügen selbst über die nötigen Informationen, um eine ökonomisch sinnvolle Entscheidung über die Aufteilung des entnehmbaren Dargebots zu treffen. Insofern wird das regionale Mengenziel auch nur dann zu minimalen Kosten erreicht, wenn alle Nutzer ihre Nachfrage am selben Preis ausrichten.

Gegen den Vorschlag einer Lösung des Allokationsproblems über Preise wird vielfach die Verteilungswirkung eines solchen Regimes angeführt. So werden einkommensschwache Haushalte durch die Auspreisung der Wasserentnahme relativ stärker belastet als einkommensstarke Haushalte. Der Umweltrat hat in der Vergangenheit wiederholt angeführt, daß die Sicherung der Sozialverträglichkeit unverzichtbarer Bestandteil einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung ist. Zugleich hat er jedoch darauf hingewiesen, daß Fragen von Einkommensverlusten nicht zu Lasten des Umweltschutzes gelöst werden dürfen. Vielmehr sind Entscheidungen über Umweltqualitätsziele, Allokationsfragen und Fragen der Einkommensverteilung jeweils getrennt zu behandeln. So wäre ein Verzicht auf die Erhebung von Knappheitspreisen in der Wasserversorgung sowohl aus ökonomischer als auch aus ökologischer Sicht verfehlt. Ein verschwenderischer Umgang mit der Ressource Wasser würde auf diese Weise begünstigt. Statt dessen sollten Transfers gezahlt werden, die einkommensschwachen Haushalten die Nachfrage nach der erforderlichen Wassermenge erlauben. Die Mittel, die durch einen sparsamen Wassereinsatz eingespart werden können, stehen dem Haushalt dann entsprechend für andere Verwendungen zur Verfügung.

Um umgekehrt Anreize zur Erhöhung des verfügbaren Wasserdargebots zu setzen, kann die Region eine Vergütung von Maßnahmen zur künstlichen Infiltration von Wasser festlegen. In Regionen, in denen Grundwasser in ausreichender Menge vorhanden ist, werden Wasserförderrechte weiterhin unentgeltlich vergeben werden.

Im Gegensatz zur gegenwärtigen Praxis der Erhebung von Wasserentnahmeentgelten durch die Länder sollte die öffentliche Wasserversorgung mit den gleichen Entgelten belegt werden wie alle anderen Nutzer. Nur so kann erreicht werden, daß die Wasserversorger ihrerseits die Kosten der Wasserentnahme aus dem lokalen Wasservorrat mit denen von möglichen Ausweichstrategien vergleichen und sich für die günstigste Lösung entscheiden. Eine effiziente Aufteilung eines gegebenen Wasserangebots wird sich nur dann einstellen, wenn sich alle Nachfrager an den gleichen Preis anpassen. Die Entrichtung des Knappheitspreises durch die öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen ist zudem Voraussetzung dafür, daß Knappheitssignale im Wege kostendeckender Gebühren an die Endabnehmer weitergereicht werden, um dort entsprechende Verhaltensanpassungen anzuregen.

240. Die Ausweisung von Wasserschutzgebieten erfolgt gegenwärtig überwiegend mit der Zielsetzung, Wasservorkommen im Interesse der bestehenden oder künftigen öffentlichen Wasserversorgung vor nachteiligen Einwirkungen zu schützen (§ 19 Abs. 1 Nr. 1 WHG). Sie sind keinesfalls als Instrument zu verstehen, mit dem ein flächendeckender Grundwasserschutz gewährleistet werden kann. Vielmehr dienen sie der Durchsetzung nutzungsbezogener Schutzanforderungen, die über das in der Fläche erzielte Schutzniveau hinausgehen.

Widerstände gegen die Schutzgebietsausweisung sind in der Regel auf die resultierende Einschränkung der ökonomischen Entwicklungsmöglichkeiten der Region (z. B. Ausfall von Gewerbesteuereinnahmen) zurückzuführen, die aus höheren Schutzanforderungen im Vergleich zu Gebieten, die nicht der Wasserfassung dienen, resultieren. Mit dem Übergang der Befugnis, Wasserrechte zu verleihen, erhält die Region die Möglichkeit, Einnahmen aus dem Verkauf von Wasserentnahmerechten zu erzielen. Die Ausweisung von Grundwasserschutzgebieten kann damit für die Region auch wirtschaftlich interessant werden. Unter dem vom Umweltrat vorgeschlagenen Regime ist die Ausweisung von Wasserschutzgebieten, ebenso wie das Ausmaß der verbleibenden Schutzanordnungen in Wasserfassungsgebieten – unter Wahrung des Umweltqualitätsziels „anthropogen möglichst unbelastetes Grundwasser" –, das Ergebnis von Verhandlungen zwischen den (öffentlichen sowie nicht-öffentlichen) Nachfragern nach Wasserentnahmerechten und der Region.

Mit einem verbesserten Grundwasserschutz in der Fläche werden zahlreiche der heute in Grundwasserschutzgebieten bestehenden Vorschriften überflüssig. Das Erfordernis zusätzlicher Schutzanforderungen gegenüber nicht besonders geschützten Gebieten kann im Fall der konsequenten Umsetzung eines flächendeckenden Grundwasserschutzes insbeson-

Tabelle 5.1-1

Wasserentnahmeentgelte in den Landesgesetzen im Überblick

	Baden-Württemberg	**Berlin**	**Brandenburg**	**Bremen**	**Hamburg**	**Hessen**
Entgelttatbestand	Entnehmen, Zutage-fördern, Zutageleiten, Ableiten	Entnehmen, Zutage-fördern, Zutageleiten, Ableiten	Entnehmen, Zutage-fördern, Ableiten	Entnehmen, Zutage-fördern, Zutageleiten, Ableiten	Entnehmen, Zutage-fördern, Zutageleiten, Ableiten	Entnehmen, Zutage-fördern, Zutageleiten, Ableiten
Entgeltmaßstab						
Menge	tatsächliche Menge	tatsächliche Menge	tatsächliche Menge	tatsächliche Menge	genehmigte Menge	tatsächliche Menge
Herkunft	nicht differenziert	nicht differenziert	nicht differenziert	nicht differenziert	diff. nach Förderhöhe u. Chloridgehalt	nicht differenziert
Verwendung	differenziert	nicht differenziert	nicht differenziert	differenziert	differenziert	differenziert
Entgelthöhe (DM/m³)						
öffentliche Wasserversorgung	0,10	0,60	0,10 (ab 2000 0,15)	0,10	0,10 (oGW 0,05)	0,50
Wärmegewinnung	0,01		ausgenommen	ausgenommen	ausgenommen	ausgenommen
Kühlung				0,05		1,10
Beregnung und Berieselung				0,01		ausgenommen
Fischhaltung	ausgenommen		ausgenommen	0,005		ausgenommen
Betriebliche Wasserversorgung						0,90
Grundwasserabsenkung				0,05		
Wasserhaltung						ausgenommen
sonstige Zwecke	0,10	0,60	0,10 (ab 2000 0,15)	0,12	0,15	0,50
Ausnahmen						
erlaubnisfreie Benutzung	x	x	x	x	x	x
Wasser aus Heilquellen	x		x			x
Fischereizwecke	x		x			x
Wärmegewinnung			bei Rückleitg.	bei Rückleitg.	x	bei Rückleitg.
Grundwasser- und Bodensanierung		x	x	x		
Grundwasseranreicherung						
unterirdische GW-Aufbereitung						
Vernässung von Feuchtbiotopen						
Bodenentwässerung				bei Rückleitg.		bei Rückleitg.
Wasserkraft						
Bewirtschaftung von Talsperren						
Hochwasserentlastung						
Verteidigungsvorsorge, Zivilschutz					x	x
Feuerlöschzwecke, Gefahrenabwehr						
Frostschutzbegrenzung						
Naßholzlagerung						
Gewinnung von Bodenbestandteilen						
Bergbau, Lagerstätten, Erdgasspeicher, Erdölförderung				x		bei Rückleitg.
Tierhaltung in Betrieben						
für geringe Mengen (m³/a)	≤ 2 000	≤ 6 000	≤ 3 000	≤ 4 000	≤ 10 000	≤ 1 000

noch Tabelle 5.1-1

noch Wasserentnahmeentgelte in den Landesgesetzen im Überblick

Entgelttatbestand	Mecklenburg-Vorpommern	Niedersachsen	Sachsen	Schleswig-Holstein	Thüringen
	Entnehmen, Zutage-fördern, Zutageleiten, Ableiten	Entnehmen, Zutage-fördern, Zutageleiten, Ableiten	Entnehmen, Zutage-fördern, Zutageleiten, Ableiten	Entnehmen, Zutage-fördern, Zutageleiten, Ableiten	Entnehmen, Zutage-fördern, Zutageleiten, Ableiten
Entgeltmaßstab					
Menge	tatsächliche Menge	tatsächliche Menge	tatsächliche Menge	tatsächliche Menge	tatsächliche Menge
Herkunft	nicht differenziert	nicht differenziert	tatsächliche Menge	tatsächliche Menge	tatsächliche Menge
Verwendung	differenziert	differenziert	differenziert	differenziert	differenziert
Entgelthöhe (DM/m³)					
öffentliche Wasserversorgung	0,35 (nicht zugel. bis 0,70)	0,10 (ermäßigt 0,03)	0,03	0,10	0,05
Wärmegewinnung	aus-genommen	aus-genommen	aus-genommen	aus-genommen	
Kühlung		0,05	0,15		0,25
Beregnung und Berieselung		0,01	0,05	0,05	0,05
Fischhaltung	aus-genommen	0,005	aus-genommen	0,05	0,10
Betriebliche Wasserversorgung					0,20
Wasserabsenkung in Lagerstätten			0,03		
Aufbereitung von Sand und Kies				0,05	
Wasserhaltung		0,05		0,05	
sonstige Zwecke	0,35 nicht (zugel. bis 0,70)	0,12 (ermäßigt 0,03)	0,15	0,15	0,15
Ausnahmen					
erlaubnisfreie Benutzung	x	x	x	x	x
Wasser aus Heilquellen	x	x	x	x	x
Fischereizwecke	x		x		
Wärmegewinnung	bei Rückleitg.	bei Rückleitg.	x	bei Rückleitg.	
Grundwasser- und Bodensanierung		x		x	
Grundwasseranreicherung		x			
unterirdische GW-Aufbereitung		x			
Vernässung von Feuchtbiotopen					x
Bodenentwässerung					
Wasserkraft		x			
Bewirtschaftung von Talsperren		x			
Hochwasserentlastung		x			
Verteidigungsvorsorge, Zivilschutz		x			
Feuerlöschzwecke, Gefahrenabwehr		x			
Frostschutzbegrenzung		x			
Naßholzlagerung		x			x
Gewinnung von Bodenbestandteilen		bei Rückleitg.		x	
Bergbau, Lagerstätten, Erdgasspeicher, Erdölförderung		x			
Absenkung bei Errichtung von Bauten				x	
Tierhaltung in Betrieben					x
für geringe Mengen (m³/a)	≤ 2 000	≤ 200,– DM/a	< 2 000	≤ 200,– DM/a	≤ 2 000

noch Tabelle 5.1-1

noch Wasserentnahmeentgelte in den Landesgesetzen im Überblick

	Baden-Württemberg	Berlin	Brandenburg	Bremen	Hamburg	Hessen
Ermäßigungen						
bei wasserintensiver Produktion, wenn Wettbewerbsnachteile bestehen	bis 90 %, Gewerbe, Land- und Forstwirtschaft		bis 100 %			bis 100 % bei wirtschaftl. Unzumutbarkeit
sonstige Ermäßigungen in der Industrie				bis 75 % bei Nutzung aller Wassersparmaßnahmen		
in Fällen besonderer Härte						bis 100 %
Öffentliche Wasserversorgung					Pauschalabschlag	
Gewinnung von Bodenbestandteilen	60 %					
für geringe Mengen (m³/a)	50 % für Mengen > 2 000 und < 3 000				Staffel für Mengen > 10 000 und ≤ 20 000	
Natur- und Landschaftserhalt						
Schutz von Kulturgütern						
bei Wiedereinleitung mit Verlust ≤ 1%						
sonstige Beeinträchtigungen öffentlicher Belange	bis 90 %					
Festlegung des Verwendungszwecks	nein	ja	ja	ja	nein	ja

	Mecklenburg-Vorpommern	Niedersachsen	Sachsen	Schleswig-Holstein	Thüringen
Ermäßigungen					
bei wasserintensiver Produktion, wenn Wettbewerbsnachteile bestehen			x	bis 50 %	bis 50 % (Gewerbe, Land-, Forst-, Fischereiwirtschaft)
sonstige Ermäßigungen in der Industrie		75 % bei Nutzung aller Wassersparmaßnahmen			
in Fällen besonderer Härte					
Öffentliche Wasserversorgung	Befreiung möglich				
für geringe Mengen (m³/a)					
Natur- und Landschaftserhalt		Befreiung möglich			
Schutz von Kulturgütern		Befreiung möglich			
bei Wiedereinleitung mit Verlust ≤ 1 %	90 %				
sonstige Beeinträchtigungen öffentlicher Belange			x		bis 50 %
Festlegung des Verwendungszwecks	ja	ja	ja	ja	ja

Abkürzungen: GW = Grundwasser
oGW = oberflächennahes Grundwasser

In der Tabelle nicht enthalten sind Entgelte für die Entnahme von Oberflächenwasser, die in einigen Ländern erhoben werden.

nach den Wassergesetzen und Abgabeordnungen der Länder; Kriterien nach KRAEMER und WANKE, 1992

dere aus dem Interesse wasserfördernder Unternehmen resultieren, das Risiko unvorhersehbarer stofflicher Einträge im Umfeld der Förderanlagen weitestgehend auszuschließen (z. B. Sperrung für Gefahrguttransporte) sowie Einträge humanpathogener Keime zu vermeiden. Eine Reduzierung der Regelungsdichte der bestehenden Wasserschutzgebietsverordnungen erscheint insofern möglich. Sofern private Interessen (z. B. von Grundstückseigentümern) im Fall eines wirksamen flächendeckenden Grundwasserschutzes von ergänzenden Schutzanordnungen in Wasserfassungsgebieten betroffen sind, begründen diese einen Ausgleichsanspruch, der aus den Wasserentnahmeentgelten zu decken ist.

241. Transfers als finanzieller Anreiz für die Bereitstellung von mehr Umweltleistungen im Wege des ökologischen Finanzausgleichs (vgl. Exkurs) sind bei der vom Umweltrat vorgeschlagenen Strategie im Grundwasserschutz nur dann zu zahlen, wenn die Region über den flächendeckenden Grundwasserschutz hinaus ökologische Leistungen erbringt, die nicht ohne Honorierung erwartet werden könnten (z. B. Erhalt oder Wiederherstellung von Kulturlandschaften).

Allerdings kann es bei einer konsequenten Umsetzung eines flächendeckenden Grundwasserschutzes zu erheblichen Nutzungseinschränkungen insbesondere in solchen Regionen kommen, die sich durch eine hohe Belastungsempfindlichkeit des Grundwassers auszeichnen. Über Zuweisungen können Nutzungseinschränkungen in diesen Regionen kompensiert werden. Zudem kann die Umsetzung des Ziels eines flächendeckenden Grundwasserschutzes in der Region dadurch verbessert werden, daß Vollzugsdefizite bei der Erfüllung gesetzlicher Vorgaben bei der Mittelzuteilung Berücksichtigung finden (SRU, 1996b, Tz. 276). Bei den Gemeinden wird damit ein zusätzlicher Anreiz geschaffen, auf den Schutz von Grundwasser aktiv hinzuwirken.

Ökologischer Finanzausgleich

In seinem Sondergutachten zur dauerhaft umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume spricht sich der Umweltrat für eine ökologisch orientierte Erweiterung des Finanzausgleichs aus (SRU, 1996b). Dezentrale Entscheidungen der Region über die Landnutzung sollen im Wege der Entlohnung des Schutzes ökologischer Funktionen in umweltgerechte Bahnen gelenkt werden. Bemessungsgrundlage für Zuweisungen im Rahmen des ökologischen Finanzausgleichs sind die in einem zu entwickelnden „Öko-Punkte"-Katalog aufgeführten, als honorierungsfähig angesehenen ökologischen Leistungen. Sofern eine Region zum Wohle der Allgemeinheit Beschränkungen aktueller, einschließlich möglicher zukünftiger Nutzungen hinnimmt beziehungsweise hinnehmen muß (z. B. Verzicht auf Gewerbe und Industrieansiedlung), kann über den ökologischen Finanzausgleich ein interregionaler Lastenausgleich erreicht werden. Das Konzept des ökologischen Finanzausgleichs sieht für diesen Fall Zuweisungen in Höhe der Opportunitätskosten der Gemeinde vor.

5.2 Rechtliches Instrumentarium zur Verminderung von Einwirkungen auf das Grundwasser

242. Ein einheitliches, ausschließlich dem Schutz des Grundwassers dienendes rechtliches Instrumentarium existiert nicht. Die Gründe dafür sind vielfältig: Zum einen liegt dies an der Verschiedenartigkeit und Wechselbezüglichkeit der Ziele des Grundwasserschutzes (Tz. 225). Zum anderen wird der Grundwasserschutz sowohl durch Regelungen bewirkt, die insgesamt den Schutz des Wassers als Umweltkompartiment sowie als Ressource bezwecken – dies sind insbesondere die Wassergesetze sowie Bodenschutzgesetze und die an sie anknüpfenden Vorschriften – als auch durch eine Vielzahl stoffbezogener Regelungen, die an die Risiken anknüpfen, die die entsprechenden Stoffe oder Stoffgruppen für die Umwelt und damit auch für das Grundwasser darstellen. Schließlich schaffen Vorschriften des Raumordnungs-, Planungs- und des Verkehrswegerechts die Voraussetzungen für Maßnahmen, die sich als strukturelle Eingriffe in den Grundwasserhaushalt auswirken können. Aus Sicht des Grundwasserschutzes stellt der Regelungszustand sich damit als weitgehend dispers dar; eine Bewertung muß deswegen besonderes Gewicht auf die Frage legen, inwieweit das Zusammenspiel der verschiedenen Vorschriften im Ergebnis den in Kapiteln 1 und 5.1 formulierten Anforderungen genügt.

243. Die Fragen, die an die jeweiligen Regelungskomplexe zu stellen sind, ergeben sich aus diesem Befund. In Bezug auf das wasserrechtliche Instrumentarium ist zu überprüfen, ob das Wasserrecht mit seinem ressourcenorientierten Bewirtschaftungsansatz die vielfältigen Einwirkungen auf das Grundwasser angemessen zu begrenzen in der Lage ist. Die stoffbezogenen Vorschriften müssen danach bewertet werden, ob sie die Zusammensetzung, die Verwendung und erforderlichenfalls die Zulassung und Entsorgung von Stoffen, Verbindungen und Produkten mit einem Grundwassergefährdungspotential so regeln, daß stoffliche Beeinträchtigungen des Grundwassers minimiert oder ausgeschlossen werden. Verwendung und Entsorgung sind allerdings nach der herkömmlichen Systematik des Umweltrechts von den stoffbezogenen Vorschriften weitgehend nicht erfaßt, so daß anlagenbezogene Vorschriften ergänzend herangezogen werden müssen. Die strukturellen und physikalischen Eingriffe in den Grundwasserhaushalt (Kap. 2.4) sollten nach Auffassung des Umweltrates in erster Linie Gegenstand der vorausschauenden planerischen Bewältigung sein (dazu Kap. 5.4); die einzelnen durch diese Planungen ermöglichten Tätigkeiten und Eingriffe unterliegen jeweils eigenen Regelungen vor allem des Bau- und Anlagenzulassungsrechts, so daß diese Materien zusätzlich daraufhin zu prüfen sind, ob sie strukturelle Eingriffe im erforderlichen Maß begrenzen.

244. Die Aufzählung von Regelungskomplexen, die den Grundwasserschutz betreffen, könnte den Eindruck der Überregulierung hervorrufen. In einer Zeit der Deregulierungsbestrebungen wird die Frage besonders akzentuiert gestellt, ob es tatsächlich einer

solchen Vielzahl nebeneinander bestehender Vorschriften bedarf. Die bejahende Antwort folgt aus der Vielzahl der Funktionen, die das Wasser erfüllt und aus der Tatsache, daß das Grundwasser von den anderen Umweltkompartimenten nicht abgeschlossen ist und am globalen Wasserkreislauf teilnimmt (Tz. 13). Die Frage stellt sich jedoch auch unter dem Blickwinkel der stets präsenten Forderung nach überprüfbarer Effizienz von Regelungen einschließlich ihres Vollzuges. Die beobachteten Einwirkungen auf das Grundwasser und ihre Auswirkungen zeigen, daß es Regelungs- und/oder Vollzugsdefizite gibt (Kap. 4) und das bestehende Instrumentarium im Hinblick auf eine weitere Verminderung von Einträgen kritisch überprüft werden muß.

5.2.1 Verminderung punktueller Einträge

245. In Abschnitt 2.3.1 werden als Quellen relevanter punkt- und linienförmiger Einträge Altablagerungen und Altstandorte, Störfälle und Unfälle sowie undichte Kanalisationen beschrieben. Die Gemeinsamkeiten dieser Verursachungsbereiche liegen darin, daß es sich um unbeabsichtigte, oft unabsehbare Regelwidrigkeiten handelt, so daß eine Schadensvorbeugung entweder nur in sehr allgemeiner Weise oder gar nicht möglich ist. Zudem wird der Schadenseintritt oft erst spät bemerkt.

Präventive Instrumente können vor allem das Risiko des Eintritts von Störfällen und Unfällen vermindern. Hierzu gehören weite Bereiche des technischen Sicherheitsrechts wie die Anlagenverordnungen. Präventive Wirkungen entfalten zudem viele Vorschriften, die wie die Technischen Regeln für Gefahrstoffe oder die Unfallverhütungsvorschriften der Berufsgenossenschaften dem gesundheitlichen Arbeitsschutz dienen, deren „Verhütungsleistung" aber auch Umweltkompartimenten wie dem Grundwasser zugute kommt. Sie sind aber nicht als Instrumente des Grundwasserschutzes im eigentlichen Sinne zu betrachten, weil ihnen die hierauf gerichtete Intentionalität fehlt und sie nicht in ein Gesamtkonzept des Grundwasserschutzes einbezogen werden können. Sie verstärken zwar den Schutz des Grundwassers vor punktuellen oder linienförmigen Einträgen, es kann jedoch nicht auf sie verwiesen werden, soweit es um Kriterien für die Ausgestaltung des finalen Grundwasserschutzes geht.

Einträge aus Altablagerungen und Altstandorten

246. Die Gefahren für das Grundwasser, die von Altablagerungen und Altstandorten ausgehen können, hat der Umweltrat in seinen Sondergutachten „Altlasten" und „Altlasten II" (SRU, 1995 und 1990) beschrieben und Vorschläge zur Ausgestaltung von Instrumenten gemacht, die zu ihrer Beseitigung oder Begrenzung erforderlich sind. Dabei hat er besonderes Gewicht auf die Vereinheitlichung der Anforderungen an die Sicherung und Sanierung von Altlasten gelegt.

Die Gefahren, die nach Inkrafttreten des Abfallgesetzes von 1972 von stillgelegten Deponien für das Grundwasser ausgehen können, werden mit den Instrumenten des Abfallrechts begrenzt (v.a. § 36 KrW-/AbfG). Manche der Abfallgesetze der Länder nennen ausdrücklich die „Beseitigung der Besorgnis der Verunreinigung des Wassers" als Sanierungsziel (§ 25 Abs. 1 LAbfG BW).

Einträge aus dem laufenden Betrieb von Anlagen

247. Die Verminderung von Stoffeinträgen aus Anlagen ist bei über den Luftpfad eingetragenen Stoffen Aufgabe des Immissionsschutzrechts. Die erheblichen Unterschiede zwischen den Anforderungen an genehmigungsbedürftige und nicht genehmigungsbedürftige Anlagen sind auch für den Grundwasserschutz von Bedeutung. Während bei genehmigungsbedürftigen Anlagen schädliche Umwelteinwirkungen – und damit auch Beeinträchtigungen des Grundwassers – generell zu vermeiden, vorsorgliche Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung nach dem Stand der Technik zu treffen sind (§ 5 Abs. 1 Nrn. 1 und 2 BImSchG) und die Genehmigung mit dem Vorbehalt einer nachträglichen wasserrechtlichen Auflage erteilt werden kann (§ 13 S. 1 BImSchG), gilt das Vorsorgegebot nicht für genehmigungsfreie Anlagen.

248. Das Instrument des Luftreinhalteplans nach § 44 BImSchG kann auch dazu eingesetzt werden, um Einträge in das Grundwasser zu vermeiden oder zu vermindern. Bei der bisherigen Aufstellung von Luftreinhalteplänen wurde dieser Gesichtspunkt nicht oder nur am Rande berücksichtigt. Speziell zur Verminderung diffuser Einträge – das heißt in bezug auf über den Luftpfad regional, aber nicht ubiquitär verteilter Schadstoffe – ließe dieses Instrument sich auch für den Grundwasserschutz nutzbar machen. Die Immissionswerte, deren Überschreitung Voraussetzung für die Aufstellung eines Luftreinhalteplans ist, sind allerdings nicht an den Erfordernissen des Grundwasserschutzes ausgerichtet. Auch ist das Depositions- und Sorptionsverhalten bestimmter Schadstoffe im Boden auf diesem Wege nicht zu berücksichtigen. Deswegen können Luftreinhaltepläne weder das einzige noch das hauptsächliche Instrument des Grundwasserschutzes bilden, in belasteten Gebieten aber sonstige Schutzanstrengungen unterstützen.

249. Stoffeinträge in das Grundwasser als Folge direkter Einträge in den Boden werden nicht vom Immissionsschutzrecht erfaßt, sondern sind allein Gegenstand des Wasserrechts. Für die Zukunft wird allerdings im Anwendungsbereich der IVU-Richtlinie 96/61/EG das nationale Recht eine integrierte Genehmigung vorsehen müssen, die auch Auflagen zum Schutz des Grundwassers vorsieht (Art. 2 Nr. 2 und Art. 9 Abs. 3).

Den Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe regelt die Richtlinie 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 (ABl. 1980 Nr. L 20/43). Mittels der Verordnung zur Umsetzung dieser Richtlinie vom 18. März 1997 (BGBl. 1997 I, S. 542 ff.) wird näher geregelt, wie die wasser- und abfallrechtlichen Vorschriften des Bundes zum Schutz des Grundwassers auf die Einleitung und den sonstigen Eintrag bestimmter gefährlicher Stoffe anzuwenden sind. Letztlich handelt es sich um eine Verdeutlichung der rahmenrechtlichen Rege-

lungen des WHG zum Grundwasserschutz, insbesondere der §§ 3, 34, 19a ff. und 19g ff., sowie um Regelungen des Abfallrechts, die Auswirkungen auf den Grundwasserschutz haben können. Die Verordnung bringt aber keine Verschärfung, sondern lediglich eine Konkretisierung des bereits praktizierten wasserrechtlichen Vollzugs (KNOPP, 1997, S. 212). Die Verordnung konkretisiert aber Untersuchungspflichten zu den hydrogeologischen Bedingungen, zur Reinigungskraft des Bodens und des Untergrundes (§ 5) sowie zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit und zur Erlaubniserteilung bestimmter Aktivitäten mit einem Gefährdungspotential (§ 6).

Das Wasserhaushaltsgesetz und die Landeswassergesetze sehen Erlaubnisvorbehalte für die meisten Aktivitäten mit einem Grundwassergefährdungspotential vor. Von besonderer Bedeutung sind die Regelungen über den Umgang mit wassergefährdenden Stoffen in §§ 19a bis 19l WHG und den entsprechenden Vorschriften der Landeswassergesetze. Die Anwendbarkeit dieser Regelungen hängt von der Einstufung der Stoffe nach Wassergefährdungsklassen in der Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe (VwVwS) ab, über deren Novellierung es lange Differenzen zwischen Bund und Ländern gegeben hatte (vgl. SRU, 1996a, Tz. 341). Sie ist erst im April 1996 neu erlassen worden. Die Stoffliste wurde ergänzt und umfaßt nunmehr 1 355 Stoffe beziehungsweise Stoffgruppen und ihre Einstufung nach Wassergefährdungsklassen (WGK). Außerdem enthält die neue Verwaltungsvorschrift für die Praxis sehr wichtige Regeln über die Zuordnung der Wassergefährdungsklasse bei Stoffgemischen. Dabei ist als begrüßenswerte Neuerung hervorzuheben, daß Gemische mit mehr als 3 % Masseanteil an Stoffen, deren WGK nicht sicher bestimmt ist, in die höchste WGK 3 einzustufen sind und daß das Vorhandensein solcher nicht bestimmter Stoffe auch in minimalen Konzentrationen die Anwendung der WGK 0 ausschließt. Damit wird der wasserrechtliche Besorgnisgrundsatz angemessen konkretisiert. Obwohl es nach Ansicht des Umweltrates erforderlich wäre, fehlt eine Zuordnungsregel für Gemische unbekannter Zusammensetzung, wie sie zum Beispiel bei bestimmten irregulären Betriebszuständen entstehen können. Die neueren Anlagenverordnungen der Länder fangen diese Inkonsistenz aber auf und schreiben die Anwendung der WGK 3 in diesen Fällen vor.

In der Neufassung fehlen die europarechtlich durch die Richtlinie 80/68/EWG als wassergefährdend klassifizierten Stoffe beziehungsweise Stoffgruppen, die in der bisherigen VwVwS durch eine Übernahme der Listen im Anhang der Richtlinie in nationales Recht umgesetzt worden waren. Da nach der Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofes die Rechtsform der Verwaltungsvorschrift zur Umsetzung von Richtlinien nicht genügt, hat die Bundesregierung für diese Stoffe eine eigene Rechtsverordnung erlassen (s. BGBl. 1997 I, S. 542). In dieser Grundwasserverordnung wird geregelt, wie die wasser- und abfallrechtlichen Vorschriften des Bundes zum Schutz des Grundwassers auf die Einleitung und den sonstigen Eintrag bestimmter gefährlicher Stoffe anzuwenden sind. Des weiteren sind durch die Verordnung die Pflichten zur Untersuchung und Überwachung sowie bestimmte Mindestanforderungen an den Inhalt behördlicher Zulassung näher zu bestimmen.

250. Die Entwicklung bei den sogenannten Selbsteinstufungen ist nach Auffassung des Umweltrates nicht ohne Probleme. Die Einstufung durch die Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe (KBwS) hält nicht Schritt mit der Entwicklung ständig neuer Stoffe, so daß immer ein gewisser Rückstand besteht. Diese Lücke wird dadurch zu schließen versucht, daß man auf von der Industrie gemeldete Daten über die Stoffeigenschaften zurückgreift, sie einer nur stichprobenartigen Überprüfung unterzieht und diese Selbsteinstufung bei der nächsten Novellierung der VwVwS übernimmt, wenn sie plausibel erscheint. Gegen dieses Verfahren, das Doppelprüfungen vermeiden hilft und doch die Verantwortung der Exekutive wahrt, bestehen keine durchgreifenden Bedenken. Nicht akzeptabel erscheint es dem Umweltrat dagegen, die Selbsteinstufungen schon vor dieser Prozedur als „vorläufig sichere Einstufungen" zur Grundlage des wasserrechtlichen Vollzuges zu machen, wie es in Hessen bereits Praxis ist (UBA, 1996, S. 171 f.) und der Bundesrat in einer Entschließung (BR-Drs. 850/95 – Beschluß) ausdrücklich zu gestatten verlangt hat. Auch die Abgabe „orientierender Empfehlungen" anstelle der Aufnahme in die VwVwS – wie für Schlacke aus Hausmüllverbrennungsanlagen geschehen (KBwS 1996) – erscheint dem Umweltrat als unbefriedigend. Ein solches Vorgehen kann allenfalls kurzzeitig als Notbehelf hingenommen werden, denn es erfüllt weder die Anforderungen des § 19g Abs. 1 WHG noch wird es den Grundsätzen des § 1a WHG gerecht. Außerdem wird dadurch den Wasserbehörden vor Ort, die die an den Rechtsbegriff „wassergefährdender Stoff" anknüpfenden Landeswassergesetze zu vollziehen haben, eine Verantwortung überlassen – oder, je nach Blickwinkel, aufgebürdet –, die nach § 19g Abs. 5 Satz 2 WHG das Bundesumweltministerium zu tragen hat. Nach Meinung des Umweltrates sollte sich diese Praxis nicht etablieren. Um in der Sache voranzukommen, muß das Verfahren zur Einstufung wassergefährdender Stoffe, insbesondere die Arbeitskapazität der KBwS, den gewachsenen Anforderungen angepaßt werden. Hilfsweise sollten grundsätzlich, wie nach dem vor Inkrafttreten der neuen Verwaltungsvorschriften im Jahre 1996 geltenden Recht, alle in § 19g Abs. 5 Satz 1, 1. Hs. WHG beschriebenen Stoffgruppen bis zur verbindlichen Einstufung und Aufnahme in die VwVwS vorläufig in die WGK 3 eingeordnet werden. Die Anlagenverordnungen der meisten Länder sehen ein derartiges Verfahren vor, weil die Vollzugsbehörden auf handhabbare Regelungen angewiesen sind. Bei einer Festschreibung dieser Vorgehensweise würde es sich empfehlen, Kriterien für die Auswahl der prioritär zu beurteilenden Stoffe festzulegen, wie sie für die chemischen Altstoffe in Art. 8 Abs. 2 der Altstoffverordnung (793/93/EWG) vorgegeben sind.

251. Beim Vorschlag der Kommission vom 15. April 1997 für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemein-

schaft im Bereich Wasserpolitik (ABl. Nr. C 184/02) sollte die Bundesregierung in diesem Zusammenhang darauf hinwirken, daß der „gute Zustand" des Grundwassers (Art. 2 Nr. 16) als „anthropogen möglichst unbelastetes Grundwasser" definiert wird. Die Stoffliste des Anhang VIII, für die das Verbot einer direkten Einleitung gelten soll, ist noch unspezifischer als in der Richtlinie 80/68/EWG. Entsprechend sind noch Kriterien für eine Bewertung aufzunehmen, die eine zweifelsfreie Zuordnung eines Stoffes ermöglichen (s.a. KNOPP, 1997, S. 219).

Einträge aus der Lagerung und Abfüllung von Pflanzenbehandlungsmitteln

252. Ein weiterer und in seiner Bedeutung gelegentlich unterschätzter Pfad für punktuelle Einträge von Wasserschadstoffen ist die Lagerung und Abfüllung von Pflanzenbehandlungsmitteln in landwirtschaftlichen Betrieben. Probleme entstehen vornehmlich beim Umgang mit Resten der Spritzbrühe und bei der Reinigung der Ausbringungsgeräte (HMUEJFG, 1997a, S. 26 ff.). Deshalb müssen die dafür geltenden Regeln einer näheren Betrachtung unterzogen werden.

Die Handhabung von Pflanzenbehandlungsmitteln unterliegt verschiedenen Regelungskomplexen: Die Anwendung ist durch den dritten Abschnitt des Pflanzenschutzgesetzes und die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung geregelt; Vorschriften zur Lagerung und Abfüllung sind Gegenstand sowohl des Wasser- als auch des Gefahrstoffrechts; die Kennzeichnung einschließlich vorgeschriebener Hinweise zur Entsorgung unterliegt hingegen ausschließlich dem Gefahrstoffrecht. Diese Zersplitterung folgt aus dem Nebeneinander von Regelungen, die jeweils medial oder stofflich beziehungsweise am Gesundheitsschutz orientiert sind.

Das Pflanzenschutzgesetz hat unter anderem den Zweck, Gefahren abzuwenden, die durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln für den Naturhaushalt entstehen können (§ 1 Nr. 3); es erfaßt jedoch nicht oder nicht systematisch diejenigen Sachverhalte, durch die anläßlich oder im Zusammenhang mit der Pflanzenschutzmittelanwendung Gefahren hervorgerufen werden.

253. Aus dem Wasserrecht sind neben der Jedermannpflicht des § 1a Abs. 2 WHG die Vorschriften über wassergefährdende Stoffe einschlägig, weil die meisten Pflanzenschutzmittelwirkstoffe – in unterschiedlichen Gefährdungsklassen – als wassergefährdend eingestuft sind. Daher müssen Lagerhaltung und Abfüllung auch in der Landwirtschaft die Anforderungen nach § 19g Abs. 1 WHG erfüllen. Damit wird allerdings nur das vergleichsweise niedrige Niveau der „allgemein anerkannten Regeln der Technik" (§ 19g Abs. 3 WHG) verlangt. Einzelne Landeswassergesetze präzisieren dies dahin, daß die Instandhaltung und Reinigung von Behältern ausdrücklich miteinbezogen werden (z. B. § 31 Abs. 2 Satz 1 des Hessischen Wassergesetzes: „so, daß Undichtigkeiten bei normalem Betrieb grundsätzlich ausgeschlossen sind").

254. Verpackung und Kennzeichnung von Pflanzenschutzmitteln sind in der Gefahrstoffverordnung geregelt. Nach § 7 Abs. 4 GefStoffV gelten im wesentlichen die allgemeinen Kennzeichnungsvorschriften des § 7 Abs. 1 und zusätzlich die Bestimmungen des Anhangs II Nr. 2 in Verbindung mit Anhang I Nr. 1. Danach ist bei sehr giftigen, giftigen und gesundheitsschädlichen Schädlingsbekämpfungsmitteln auf der Verpackung der Hinweis anzugeben, daß die Verpackung nicht wiederverwendet werden darf, außer bei Behältern, die speziell für eine Wiederverwendung, Neubeladung oder Nachfüllung durch den Hersteller oder Vertreiber bestimmt sind (Anhang II Nr. 2 Ziff. 2.3). Ein entsprechender Hinweis für „nur" umweltgefährliche Pflanzenschutzmittel, die nicht gleichzeitig sehr giftig, giftig oder gesundheitsschädlich sind, ist nicht vorgeschrieben. Der Umweltrat empfiehlt, die Kennzeichnungsvorschriften entsprechend zu ergänzen.

255. Die Funktion des sonst im Gefahrstoffrecht vorgesehenen, nach § 14 Abs. 1 Nr. 2 und Abs. 4 GefStoffVO für Schädlingsbekämpfungsmittel jedoch nicht erforderlichen Sicherheitsdatenblattes übernimmt die von der Biologischen Bundesanstalt bei der Pflanzenschutzmittelzulassung im Wege der Auflage vorgeschriebene (§ 15 Abs. 3 Nr. 1 Bst. a Doppelbst. dd PflSchG) Gebrauchsanleitung, die Angaben über die sachgerechte Beseitigung enthalten muß. Für Pflanzenschutzgeräte folgt die Verpflichtung, in der Gebrauchsanleitung Angaben über das Entleeren und Reinigen des Gerätes zu machen, aus § 6 Abs. 2 der PflanzenschutzmittelVO in Verbindung mit Anlage 2 Nr. 5. Da die dabei einzuhaltenden Umweltanforderungen anscheinend häufig nicht eingehalten werden, sollten ergänzend technische Vorkehrungen bei den Ausbringungsgeräten angestrebt werden, die solche Verluste verhindern oder wenigstens vermindern. Die Normungsaktivitäten des Europäischen Komitees für Normung (CEN) hinsichtlich Pflanzenschutzgeräten, bei denen die Biologische Bundesanstalt beteiligt ist (BBA, 1997, S. 34; BBA, 1996b, S. 45), sollen neben den Anforderungen an die Arbeitssicherheit zukünftig auch Anforderungen an die Verteilgenauigkeit und die Gerätereinigung umfassen. Der Umweltrat unterstreicht die Bedeutung dieser Bestrebungen und erwartet, daß die umweltschutztechnische Optimierung dieser Geräte bald verbindlich wird.

256. Hinsichtlich der Anforderungen an die Lagerhaltung in der Landwirtschaft ist zwar einzuräumen, daß die auf industrielle Maßstäbe und Möglichkeiten zugeschnittenen detaillierten Vorschriften der Anlagenverordnungen nebst der zu ihrem Vollzug ergangenen Verwaltungsvorschriften von Landwirten kaum mit vertretbarem Aufwand einzuhalten wären. Andererseits ist die verhaltenssteuernde Wirkung der Jedermannpflichten des WHG offenbar zu gering, um Grundwasserschädigungen durch Austritte und Leckagen in Betrieben der Landwirtschaft oder des Erwerbsgartenbaus zu verhindern. Soweit Maßnahmen wie die Einführung von Pfandbehältern, deren Reinigung von den Pflanzenschutzmittelproduzenten fachgerecht übernommen werden könnte, nicht greifen oder nicht ausreichen, sollte erwogen

werden, den Anwendungsbereich des § 19g Abs. 1 Satz 1 WHG entsprechend zu erweitern. Dabei kann es der Ausfüllung einer solchen Rahmenregelung durch die Länder überlassen bleiben, eine partielle Anwendung ihrer Anlagenverordnungen auf die landwirtschaftliche Lagerhaltung und Abfüllung von Pflanzenschutzmitteln auf die notwendigen Anforderungen auszurichten. Bei den an die Gefährlichkeit von Stoffgruppen anknüpfenden Regelungen ist die Ausnahme für einen ganzen Wirtschaftssektor nach Auffassung des Umweltrates nicht begründbar, vor allem dann nicht, wenn er Hauptanwender von Stoffen ist, die weitverbreitete Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität verursachen.

Einträge infolge von Unfällen

257. In Abschnitt 2.3.1 (Tz. 89 f.) ist die mengenmäßige Relevanz von Verkehrsunfällen mit Gefahrstoffen dargestellt. Eine Minderung der daraus folgenden Einträge ist natürlich in erster Linie davon abhängig, daß es gelingt, die Unfallzahlen selbst weiter zu verringern. Allgemeine Maßnahmen zur Erhöhung der Verkehrssicherheit, seien sie auf die Straßen- und Fahrzeugtechnik oder auf die Lenk- und Ruhezeitvorschriften bezogen, wirken sich damit mittelbar positiv auf die Belastung des Grundwassers aus. Die Gefahrgutverordnungen für den Straßen- und den Eisenbahnverkehr schreiben umfangreiche Vorkehrungen vor, die neben der Unfallverhütung vor allem der Begrenzung und Beherrschbarkeit von Unfällen mit gefährlichen Gütern dienen sollen. Wie bei Unfällen immer wieder festgestellt wird, führen die begrenzten Möglichkeiten der Kontrolle namentlich beim Straßengüterverkehr allerdings dazu, daß zu häufig die entsprechenden Vorschriften nicht oder nur unvollständig befolgt werden. Speziell auf den Grundwasserschutz gezielte Vorschriften, die lokal Unfälle verhüten können, bestehen nur in Form von Wasserschutzgebietsverordnungen, die das Befahren von Straßen mit Gefahrguttransporten in der Schutzzone unmittelbar im Umfeld von Gewinnungsanlagen untersagen.

Einträge aus schadhaften Kanälen

258. Einträge ins Grundwasser aus schadhaften Kanälen stellen ein weitverbreitetes Problem dar (Tz. 92 f.). Die Sanierung vor allem der Abwasserkanalnetze wird von den Kommunen vorangetrieben, wobei Hemmnisse vor allem aus der begrenzten Verfügbarkeit dafür erforderlicher Finanzmittel folgen. Die notwendige Prioritätensetzung muß sich dabei an den wasserrechtlichen Vorgaben orientieren und eine Gefährdung von Grundwasservorkommen ausschließen oder minimieren. Unter der Voraussetzung, daß der Vorrang des Wasserrechts beachtet wird, erscheinen dem Umweltrat dessen Vorgaben für die Bewältigung dieser Probleme ausreichend.

5.2.2 Verminderung flächenhafter Einträge

259. Flächenhafte Grundwasserbeeinträchtigungen entstammen im wesentlichen dem diffusen Eintrag sekundärer Luftschadstoffe und dem Eintrag von Agrarchemikalien (Düngemittel und Pflanzenbehandlungsmittel; vgl. Kap. 2.3). Die Diskussion der Instrumente zu ihrer Verminderung konzentriert sich demzufolge auf diese Stoffgruppen. Beide Gruppen sind seit längerem Gegenstand der Regulierung, wobei anfänglich nicht die Grundwasserbeeinträchtigungen im Vordergrund standen, sondern die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit (z. B. Belastung der Atemluft, von Nahrungsmitteln) oder andere Umweltauswirkungen (z. B. Waldschäden). Die vor allem hinsichtlich der sekundären Luftschadstoffe erst später gewachsene Erkenntnis, daß diese Substanzen oder ihre Umwandlungsprodukte auch in das Grundwasser gelangen können, wirft die Frage nach der Angemessenheit der bestehenden Instrumente auf.

Verminderung sekundärer Luftschadstoffe

Flüchtige organische Verbindungen

260. In Abschnitt 2.3.1 wird dargestellt, daß manche Verbindungen inzwischen ubiquitär verbreitet sind, beispielsweise Trichloressigsäure als Oxidationsprodukt anderer leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe sowie infolge unmittelbarer Anwendung als Herbizid bis in die achtziger Jahre hinein. Insofern kann festgestellt werden, daß die eingeleiteten Reduktionsmaßnahmen zu spät einsetzten und erst mit erheblicher Zeitverzögerung eine Verringerung der Grundwasserbelastungen bewirken werden. Damit ist jedoch nicht gesagt, daß nicht weitere Reduktionsanstrengungen vonnöten wären. Angesichts der Unterschiedlichkeit der beiden Hauptverursachungsbereiche Straßenverkehr und Anwendung von Lösemitteln (Tz. 76) müssen die Maßnahmen unterschiedlich ansetzen.

261. Die Belastung mit Benzol und Toluol rührt – neben flächig begrenzten Einträgen zum Beispiel im Bereich von Kokereien – als diffuse Einträge insbesondere vom Straßenverkehr her. Reduktionspotentiale und daraus abgeleitete Maßnahmenvorschläge hat der Umweltrat bereits im Umweltgutachten 1994 (SRU, 1994, Kap. 1.4) dargelegt; eine maßnahmenorientierte Konkretisierung mit der Empfehlung zum Einsatz ökonomischer Instrumente ist im Umweltgutachten 1996 (SRU, 1996a, Kap. 5.4) ausgeführt. Der Umweltrat bekräftigt seine dort erhobenen Forderungen und weist angesichts der Notwendigkeit der Binnenmarktverträglichkeit darauf hin, daß strengere Vorschriften über die Schadstoffemissionen von Kraftfahrzeugen und die Kraftstoffqualität zu den Prioritäten im Verkehrsbereich gehören, die der Europäische Rat im April 1997 in seinen Gemeinsamen Standpunkt (Nr. 20/97, ABl. Nr. C 157, S. 12 (15); Art. 2 Nr. 2 a) und Art. 3 Nr. 1) zur Fortschreibung des Programms „Für eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung" aufgenommen hat. Die damit eingeschlagene Politik sollte auch von deutscher Seite weiter vorangetrieben werden.

Auf lokaler Ebene ist auch daran zu denken, Luftreinhaltepläne mit dem Ziel aufzustellen, Immissionen flüchtiger organischer Verbindungen, die in das Grundwasser eingetragen werden, zu begrenzen. Allerdings dürfte dieses Instrument nur dann in Frage

kommen, wenn ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Emittenten und dem Grundwassereintrag auszumachen ist. Damit dürfte es nur in außergewöhnlichen Einzelfällen in Betracht kommen.

262. Die Notwendigkeit von Maßnahmen zur Reduzierung der durch die Anwendung von Lösemitteln verursachten Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen hat der Umweltrat bereits dargelegt (SRU, 1996a, Tz. 456); er bekräftigt diese Forderung. Die dort angesprochenen Vorarbeiten für eine europäische Lösemittelrichtlinie haben sich inzwischen zu einem Vorschlag des Rates (KOM(96) 538, ABl. C 67 vom 4. März 1997, S. 2) konkretisiert, dessen Begründung jedoch allein auf Ziele der Luftreinhaltung und des Klimaschutzes abhebt. Bei den weiteren Beratungen des Richtlinienvorschlags sollte daher nach Auffassung des Umweltrates auch die Problematik des Übergangs in das Grundwasser berücksichtigt werden.

Düngemittel

263. In Kapitel 2.3 wird schwerpunktmäßig die Nitratbelastung des Grundwassers durch Düngemittel beschrieben. Zu diesem Hauptproblem der Düngemittelanwendung hat der Umweltrat sich in seinen letzten beiden Gutachten detailliert geäußert und verweist hierauf, vor allem auf die Ausführungen zur Düngeverordnung und ihren Defiziten (SRU, 1996a, Tz. 282 f.; SRU, 1996b, Tz. 194 ff.).

264. Im Hinblick auf das Zulassungsrecht erscheint es überlegenswert, eine Ausdehnung der Verpflichtung zur Angabe von Anwendungshinweisen auch auf diejenigen Düngemitteltypen anzustreben, deren Inhaltsstoffe oder Umwandlungsprodukte das Grundwasser nachteilig beeinflussen können. Den Kriterien des Zulassungsrechts liegt eine idealtypische optimale Anwendungspraxis zugrunde, von deren Beachtung jedoch offenbar vielerorts nicht ausgegangen werden kann. Daher erwachsen die Probleme vor allem aus der tatsächlichen Anwendung; die Wirkung der Anwendungsvorschriften ist aber beschränkt durch die Schwierigkeit, ihre Einhaltung zu überwachen.

Nordrhein-Westfalen hat in einer Verwaltungsvorschrift zur Düngeverordnung die Grundsätze der bedarfsorientierten Düngung konkretisiert und stellt in sinnvoller Ergänzung auch Anforderungen an die Ausbringungsgeräte (Erlaß des Umweltministeriums vom 14. Februar 1997, MinBl NRW Nr. 16, S. 291). Dies kann dazu beitragen, die Grundwasserbelastung durch Düngefehler zu vermindern. Bei den Ausbringungsgeräten einschließlich ihrer Reinigung und Wartung ist nach Auffassung des Umweltrates eine bundesweit einheitlich geltende Regelung notwendig, die sich auf die Verordnungsermächtigung in § 1 a Abs. 3 Nr. 1 DüngemittelG stützen ließe. Dabei kann auf die Erfahrungen einzelner Bundesländer zurückgegriffen werden, die z. B. in Niedersachsen mit der bisher freiwilligen technischen Überwachung der Pflanzenschutzmittel-Ausbringungsgeräte gesammelt wurden.

Pflanzenbehandlungsmittel

265. Der Umweltrat hat im Sondergutachten „Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume" eine Reihe von Instrumenten vorgeschlagen, die den Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln auf ein umweltverträgliches Maß beschränken können (SRU, 1996b, Tz. 201 bis 206), wie die Haftungsregelungen bei Pflanzenschutzmitteln oder die Pflanzenschutzmittelabgabe. Neben dem Verweis auf diese Vorschläge betont der Umweltrat, daß zur Erreichung des Zieles eines flächendeckenden Grundwasserschutzes die bisherige räumliche Konzentration der Anwendung ordnungsrechtlicher Mittel – insbesondere Anwendungsbeschränkungen und -verbote – auf Wasserschutzgebiete nicht ausreicht. Die Begrenzung des Pflanzenbehandlungsmitteleinsatzes auf ein Maß, das das Grundwasser nicht schädigt (s. § 6 Abs. 1 Satz 3 PflSchG), muß als allgemein geltender verbindlicher Mindeststandard auch tatsächlich umgesetzt werden. Eine weitergehende Verminderung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes kann und sollte mit ökonomischen Instrumenten gefördert werden (Tz. 241).

266. Darüber hinaus könnte erwogen werden, den Einsatz von Agrarchemikalien generell dadurch zu begrenzen, daß das Konzept der integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltbelastung, wie es in der Richtlinie 96/61/EG angelegt ist, in modifizierter Form auf bestimmte landwirtschaftliche Betriebe anzuwenden. Dabei wäre vor allem an Großbetriebe mit Monokulturen zu denken. Im Rahmen der gegenwärtigen Überlegungen, die auf größere industrielle Betriebe zugeschnittene geltende Richtlinie um eine zweite, auf Klein- und Mittelbetriebe abzielende zu ergänzen, sollte deswegen geprüft werden, ob landwirtschaftliche Betriebe, die Umweltbelastungen in vergleichbaren Größenordnungen verursachen, mit diesem Instrument einer besser koordinierten Emissionskontrolle unterzogen werden können als dies das derzeitige Nebeneinander einer Vielzahl von Vorschriften gewährleisten kann.

5.2.3 Verminderung struktureller Eingriffe

Bauliche Eingriffe

267. Die grundwasserrelevanten Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen sind in Abschnitt 2.4.1 näher beschrieben. Die dabei einzuhaltenden Vorschriften sind überwiegend eine Materie des Landesrechts. Das Bundesrecht enthält in §§ 1a Abs. 1, 14, 28 Abs. 1 S. 2 und 31 Abs. 1 WHG nur einen Rahmen, der seit der Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes im Jahre 1996 die Bedeutung einer möglichst naturnahen Gestaltung hervorhebt. Die schon zuvor in einigen Landeswassergesetzen enthaltene Soll-Vorschrift, nach der Gewässer in einen möglichst naturnahen Zustand zurückgeführt werden sollen, ist dabei in das Wasserhaushaltsgesetz aufgenommen worden. Allerdings wird diese Bestimmung aller Voraussicht nach keine eigenständige Bedeutung erlangen, sondern nur die Ausgestaltung ohnehin anstehender wasserbaulicher Maßnahmen beeinflussen und sich damit erst sehr allmählich auswirken. Bei

der Aufstellung oder Änderung von Raumordnungsplänen und bei der Umweltverträglichkeitsprüfung kann sie den Belangen des Grundwasserschutzes ein größeres Gewicht verleihen.

Gewässerausbau und Veränderung der Grundwasserhydraulik

268. Auch Belange des Gewässerausbaus und Veränderungen der Grundwasserhydraulik sind in erster Linie Gegenstand der Landeswassergesetze. Allerdings spielt in Anbetracht der Wechselwirkungen zwischen Oberflächen- und Grundwasser der Bund hierbei eine größere Rolle, weil der Großteil der schiffbaren Flüsse beziehungsweise Flußabschnitte Bundeswasserstraßen sind, die nach dem Bundeswasserstraßengesetz durch eigene Behörden verwaltet werden. Unterhaltung und gegebenenfalls Ausbau oder Neubau von Bundeswasserstraßen wirken auf das gesamte hydrologische System ein und beeinflussen damit auch das Grundwasser. Daher ist zu prüfen, ob Aspekte des Grundwasserschutzes hierbei hinreichend Berücksichtigung finden.

Das Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) ist an den Belangen des Schiffverkehrs orientiert, wie sich schon aus der Kompetenzzuweisung an den Bund in Artikel 74 Abs. 1 Nr. 21 GG ergibt, die keine allgemeine wasserwirtschaftliche Gesetzgebungsbefugnis umfaßt (BVerfGE 15, 1 [14 f.]).

Das Gesetz enthält jedoch eine Art „Querschnittsklausel" in Gestalt des § 4 WaStrG, der bestimmt, daß bei der Verwaltung und dem Aus- und Neubau von Bundeswasserstraßen die „Bedürfnisse der Landeskultur und der Wasserwirtschaft im Einvernehmen mit den Ländern zu wahren" sind. Der Begriff „Landeskultur" umfaßt nur die Pflege und Verbesserung der landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Bodennutzung (Wirth/Schulze in HDW, Bd. I, C 212 E, zu § 4 WaStrG). Zu den gleichermaßen zu wahrenden Bedürfnissen der Wasserwirtschaft, die die Trinkwasserversorgung einschließt, gehört jedoch grundsätzlich auch die Sicherung von Grundwasservorkommen. Da die Wasserwirtschaft insbesondere für die Trinkwasserversorgung in erheblichem Maße auf die Nutzung von Grundwasser angewiesen ist (vgl. Tz. 128), werden jedenfalls wasserwirtschaftlich bedeutsame Grundwasservorkommen von § 4 WaStrG erfaßt.

269. Die Belange des Grundwassers sind bei der Umweltverträglichkeitsprüfung im Rahmen der Planfeststellung für den Aus- oder Neubau von Bundeswasserstraßen zu berücksichtigen (§ 14 Abs. 1 S. 1 WaStrG; § 3 Abs. 1 S. 1 UVPG i. V. m. Nr. 12 der Anlage). Maßnahmen der Unterhaltung hingegen werden vom Bund alleine verantwortet und bedürfen keiner wasserrechtlichen Erlaubnis (§ 7 Abs. 1 und Abs. 3 WaStrG); nach § 8 Abs. 1 S. 2 WaStrG ist aber bei der Unterhaltung den Belangen des Naturhaushalts Rechnung zu tragen. Ungeachtet der unlängst intensiv diskutierten Abgrenzung zwischen nur der Unterhaltung dienenden Maßnahmen und solchen des Aus- oder Neubaus besteht damit in beiden Fällen die Verpflichtung, bei der Planung Auswirkungen auf das Grundwasser zu berücksichtigen. Im Erlaß des Bundesministeriums für Verkehr vom 17. Juli 1986 zur Berücksichtigung der Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege bei Bau, Ausbau und Unterhaltung von Bundeswasserstraßen (VkBl. 1987, 272) ist für planfeststellungsbedüftige Neu- und Ausbaumaßnahmen festgehalten, daß der im Rahmen von § 6 UVPG zu erstellende Erläuterungsbericht die Auswirkungen des Vorhabens auf das Grundwasser beschreiben muß (Nr. 13 a). Die Richtlinien des Bundesverkehrsministeriums für das Planfeststellungsverfahren zum Ausbau oder Neubau von Bundeswasserstraßen schreiben in der Anlage 2 (Prüfungsmethoden und Orientierungswerte für die Umweltverträglichkeitsuntersuchung) auch umfangreiche Untersuchungen der geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse vor und verlangen, die Stofftransporte im Grundwasser zu untersuchen und zu erwartende Änderungen der Grundwasserbeschaffenheit abzuschätzen (Bundesanstalt für Gewässerkunde, 1996). Für die nach § 8 Abs. 1 S. 2 WaStrG gebotene Berücksichtigung dieser Auswirkungen bei Unterhaltungsmaßnahmen bestehen hingegen keine entsprechend detaillierten Anforderungen; insoweit sind die Naturschutzbehörden gefordert, im Rahmen der Benehmensregelung nach Ziffer 3 des Erlasses die Belange des Grundwasserschutzes als Teil des Naturhaushaltes zur Geltung zu bringen. Angesichts der vielfältigen Interdependenzen zwischen Grundwasser und wichtigen Teilökosystemen erscheint es sachgerecht, die Geltendmachung dieser Belange den Naturschutzbehörden zu übertragen. Damit werden diese Belange allerdings einer „naturschutzinternen Vorab-Abwägung" unterzogen und unterliegen den generellen Durchsetzungsproblemen der Naturschutzinteressen gegenüber vorhabenorientierten Fachplanungen. Deshalb schlägt der Umweltrat vor, die genannten Richtlinien dahingehend zu ergänzen, daß auch bei Unterhaltungsmaßnahmen die Berücksichtigung der Belange des Grundwasserschutzes durch die Wasser- und Schiffahrtsverwaltung des Bundes ausdrücklich verlangt wird. Die zitierten Materialien zur Bewertung von Umweltauswirkungen (Bundesanstalt für Gewässerkunde, 1996) bieten hierfür eine gute, auch für die Bewertung von Erhaltungsmaßnahmen nutzbare Grundlage.

270. Weitere Eingriffe gehen vom Tief- und vom Bergbau aus. Die vom Tiefbau verursachten Eingriffe rühren überwiegend vom alltäglichen Baugeschehen her und müssen durch das Baugenehmigungsrecht im Zusammenwirken mit dem Wasserrecht vorausschauend bewältigt werden. Die Bauordnungen der Länder sehen dafür entsprechende Verfahren vor. Soweit es sich um Verkehrsbauten handelt, müssen die Folgen für das Grundwasser im Rahmen der fernstraßenrechtlichen Planfeststellung oder der jeweiligen Planungs- und Genehmigungsverfahren nach Landesrecht berücksichtigt werden; dabei ist vor allem bei Straßenabschnitten, die im Einschnitt oder im Tunnel verlaufen, auf die dadurch ausgelösten Veränderungen der Grundwasserverhältnisse zu achten. Für den Bergbau schreiben §§ 55 Abs. 1 Nr. 9 und 57a Bundesberggesetz vor, die Folgen eines bergbaulichen Vorhabens im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung oder in einem gleichwertigen

Verfahren zu beschreiben und gegebenenfalls Kompensationsmaßnahmen vorzusehen. Im Hinblick auf das Grundwasser werden wirkliche Ausgleichsmaßnahmen selten möglich sein; insbesondere großflächige Tagebaue stellen letztlich irreversible Veränderungen der Grundwasserverhältnisse dar, deren längerfristige Folgen nicht immer in vollem Umfang vorhersehbar sind. Da einer Vorsorgestrategie insofern Grenzen gesetzt sind, wird der Betriebsplan häufig Ausweichmaßnahmen vorsehen müssen, deren Folgen wiederum eigenständig zu beurteilen sind. Die von derjenigen anderer Länder abweichende Struktur der Wasserwirtschaft in den Bergbauregionen Nordrhein-Westfalens erklärt sich aus diesen sachlichen Notwendigkeiten und hat in den vergangenen Jahrzehnten Beispiele für eine funktionierende mehrseitige Kooperation von Wasserbehörden, Bergbau und anderen Wassernutzern geliefert, die Nutzungskonflikte keineswegs ausschließt, aber einen Rahmen für ihre Bewältigung bietet.

Flächen- und linienhafte Veränderungen der Bodennutzungsstruktur (Umwidmung, Verkehrswegebau, Versiegelung)

271. Ein Großteil der in Kapitel 2.4 beschriebenen Einwirkungen unterliegt Vorschriften zum Grundwasserschutz, die die Länder in eigener Zuständigkeit erlassen, so daß allenfalls Teil- oder Rahmenregelungen des Bundes in Frage kommen. *Nutzungsänderungen* zum Beispiel bei landwirtschaftlich genutzten Flächen sind – soweit überhaupt eine landwirtschaftliche Nutzung weitergeführt wird – in der Regel genehmigungsfrei und gelangen auch nicht zur Kenntnis der Behörden. Anders verhält es sich insoweit, als im Zusammenhang mit Nutzungsänderungen oder -aufgaben Ausgleichszahlungen beansprucht oder andere Instrumente der landwirtschaftlichen Marktordnung eingesetzt werden. Die dabei anfallenden Daten belegen Vorgänge, die für die Grundwasserverhältnisse von Bedeutung sein können, gelangen jedoch nicht regelmäßig zur Kenntnis der für den Wasserhaushalt zuständigen Behörden. Um dies zu ändern, könnte man an Mitteilungspflichten denken. Neben datenschutzrechtlichen Fragen, auf die in diesem Zusammenhang nicht einzugehen ist, müßte geprüft werden, ob die anfallenden Daten sich überhaupt oder mit vertretbarem Aufwand für die Belange des Grundwasserschutzes aufbereiten lassen. Wird das vom Umweltrat empfohlene (SRU, 1996b, Kap. 2.5) Instrumentarium zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft installiert, wird sich gleichsam als Nebenprodukt auch die Datenlage für die Einschätzung der Auswirkungen landwirtschaftlicher Aktivitäten auf das Grundwasser wesentlich verbessern.

272. Die Auswirkungen des *Verkehrswegebaus* auf die Grundwasserverhältnisse müssen ebenfalls in erster Linie Gegenstand planerischer Vorsorge sein, weil Verkehrsbauwerke, sind sie einmal ausgeführt, die Grundwasserverhältnisse auf lange Zeit beeinflussen. Die einschlägigen Bundesgesetze (Fernstraßengesetz, Allgemeines Eisenbahngesetz, Bundeswasserstraßengesetz) tragen den Erfordernissen des Grundwasserschutzes dabei in unterschiedlichem Maße Rechnung.

Das Bundesfernstraßengesetz sieht in § 17 grundsätzlich die Planfeststellung für Bau oder Änderung einer Bundesfernstraße vor, in deren Rahmen eine Umweltverträglichkeitsprüfung stattfindet, die auch die Belange des Grundwasserschutzes umfaßt. Allerdings hat der mit den Beschleunigungsgesetzen neu eingeführte § 17 Abs. 1a weitreichende Möglichkeiten geschaffen, das Planfeststellungs- durch ein Plangenehmigungsverfahren zu ersetzen. Bei der Plangenehmigung ist im Gegensatz zur Planfeststellung keine Umweltverträglichkeitsprüfung durchzuführen; überdies ist nach § 17 Abs. 1a S. 1 Nr. 2 FStrG nur die Herstellung des Benehmens mit anderen Trägern öffentlicher Belange, deren Aufgabenbereich berührt wird, erforderlich. Es ist daher in diesen Fällen allein Aufgabe der örtlichen Wasserbehörden, Belange des Grundwasserschutzes gegenüber den Straßenbaubehörden des Bundes geltend zu machen. Beim Eisenbahnbau gelten entsprechende Regeln (§ 18 AEG). Auf die Verhältnisse beim Bau und der Unterhaltung von Wasserstraßen wurde bereits oben in Tz. 268 f. näher eingegangen.

273. In den letzten Jahren ist die Frage der *Bodenversiegelung* zunehmend in die Diskussion geraten. Anlaß dafür waren vor allem Hochwasserereignisse und die naheliegende Annahme, daß der durch Bodenversiegelung beschleunigte Abfluß von Niederschlägen zu den Hochwasserspitzen beitrage; die diesbezüglichen quantitativen Aussagen sind jedoch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Gleichsam die Kehrseite des Oberflächenabflusses ist die Versickerung, die infolge der Versiegelung und Verdichtung von Böden verringert wird. Dies beeinflußt wiederum die Menge der Grundwasserneubildung. Der Gesetzgeber hat im Baugesetzbuch 1998 die Möglichkeit geschaffen, im Bebauungsplan Flächen für die Rückhaltung und Versickerung von Niederschlagswasser auszuweisen (§ 9 Abs. 1 Nr. 14). Unter dem Aspekt des Grundwasserschutzes gilt es auch zu bedenken, daß bestimmten Flächennutzungen, zum Beispiel Parkplätzen, Belastungsgefahren eigen sind. Diese können durch Versiegelungsgebote oder Entsiegelungsgebote, die inzwischen auch in einigen Landesbauordnungen verankert sind, noch erhöht werden. Es sollte daher jeweils abgewogen werden, ob die Vorteile eines reduzierten Wasserabflusses die Nachteile einer erhöhten Gefahr von Schadstoffeinträgen überwiegen.

5.3 Orientierung des Grundwasserschutzes an Grundwassereinheiten *)

274. Die Notwendigkeit, im Gewässerschutz die Bewirtschaftung und den Ressourcenschutz integriert anzugehen, macht die Aufstellung von Umweltzielen

*) Bereits in den voranstehenden Kapiteln bezieht sich der Umweltrat immer wieder auf ein externes Gutachten „Grundwassererfassungssysteme in Deutschland" von Prof. Dr. D. SCHENK und Dr. M. KAUPE, Mainz. Insbesondere der hier ausgeführte Ansatz der Grundwassereinheiten baut auf diesem Gutachten auf.

sowie eine räumlich differenzierte Klassifizierung von Oberflächenwässern und Grundwasser notwendig (s. z. B. DÖRHÖFER, 1998; EPA, 1996). So orientiert sich die europäische Gewässerschutzpolitik neu (SRU, 1996a, Tz. 346 bis 348), um gerade diesem Anspruch gerecht zu werden.

Auf Forderungen des Europäischen Rates und des Europäischen Parlaments hat die Kommission im Frühjahr 1996 eine Mitteilung über die Wasserpolitik der Union vorgelegt (KOM96 (59) endg.), die den Schwerpunkt bei den Umweltaspekten sieht und als Schlußfolgerung die Grundzüge einer Rahmenrichtlinie über die Wasserressourcen formuliert. Daraus wurde der Vorschlag für eine Richtlinie des Rates und des Europäischen Parlaments zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (KOM(97) 49 = „Wasserrahmenrichtlinie") entwickelt. Die geplante Richtlinie soll unter anderem die Grundwasserrichtlinie ersetzen.

Zur Umsetzung aufzustellender Umweltziele setzt der Vorschlag weitgehend auf organisatorische Maßnahmen, vor allem auf das britischen und französischen Vorbildern entstammende Flußgebietsmanagement. Grundwasserkörper, die nicht in einem einzigen Flußeinzugsgebiet liegen, sollen nach Art. 3 Abs. 1 des Vorschlags der „am nächsten gelegenen oder am besten geeigneten" Flußgebietseinheit zugeordnet werden. Dabei sollten flächendeckend einheitliche Umweltqualitätsstandards zugrunde gelegt werden. Diese werden zwar mit der langfristigen Zeitvorgabe bis zum Jahresende 2010 (Art. 4 Abs. 1 Bst. b) des Richtlinienvorschlags) auch für das Grundwasser angestrebt; es sind jedoch derart weitgehende Abweichungsmöglichkeiten in Artikel 4 Abs. 2 und 4 sowie Möglichkeiten der zeitlichen Streckung in Artikel 4 Abs. 3 vorgesehen, daß es sehr fraglich erscheint, ob auf diesem Wege tatsächlich ein flächendeckender Schutz auf hohem Niveau verwirklicht werden kann. Die Voraussetzungen dafür, sich mit weniger strengen Umweltqualitätszielen zu begnügen (Art. 4 Abs. 4), sind entgegen der Darstellung in der Begründung der Kommission keineswegs streng, so daß allenfalls eine Wahrung des status quo erzielt werden könnte; die dort vorgenommene Qualifikation der Ausnahmen als „relativ unbedeutend" kommt einer Verharmlosung bedenklich nahe. Dem Anliegen des Umweltrates (s. Kap. 4.2), nach Maßgabe des Kenntnisstandes über Grundwassereinheiten räumliche Differenzierungen bei den Umwelthandlungszielen unter der Voraussetzung der Wahrung eines einheitlichen Umweltqualitätszieles zu ermöglichen, liefe eine Regelung mit derartigen „Schlupflöchern" zuwider. Bei den weiteren Verhandlungen über den Richtlinienentwurf sollte die Bundesregierung auch weiterhin darauf hinwirken, daß die anspruchsvolle Zielsetzung der Richtlinie nicht durch Absehensregelungen konterkariert wird, deren Mutation von der im Einzelfall pragmatisch notwendigen Ausnahme zur bequemen Rechtfertigung für unterlassene Anstrengungen infolge ihrer unpräzisen Formulierungen schon jetzt abzusehen ist. Die Entstehung eines „Flickenteppich[s] aus Zonen unterschiedlichster Qualitätsziele" sollte nicht geduldet werden.

Weitere Kritikpunkte liegen zum einen darin begründet, daß die Kriterien der Gewässerzustände zu ungenau oder nicht umfassend genug definiert sind. In Artikel 2 Nr. 17 werden zwar die wesentlichen Kriterien zur Bewertung des ökologischen Zustandes eines Gewässers benannt, doch ist der definitorische Gehalt der wertenden Beschreibungen in Artikel 2 Nrn. 17 bis 20 zu dürftig, um den Ansatzpunkt für Maßnahmen abzugeben. Die nach Artikel 2 Nrn. 21 bis 23 für die Bewertung des chemischen Zustandes zugrunde gelegten Parameter sind gleichfalls unzureichend und basieren auf einer Schadstoffliste (Anhang VIII), die mehrere problematische Stoffgruppen nicht berücksichtigt. Schließlich dürfte es zur Erreichung des postulierten hohen Schutzniveaus nicht ausreichen, die diffusen Verschmutzungen vor allem aus landwirtschaftlichen Quellen lediglich nach Artikel 6 Nr. 1 Buchst. b) zu erfassen, deren Bekämpfung aber alleine stoffbezogenen Vorschriften zu überlassen, da deren Wirksamkeit wie bei der Pflanzenschutzmittelrichtlinie seit Jahren auf sich warten läßt.

Insgesamt sind erhebliche Zweifel angebracht, ob die Richtlinie die propagierten Qualitätsziele mit einem Instrumentarium erreichen kann, das seine Schwachstellen von Beginn an in sich trägt. Insbesondere bezweifelt der Umweltrat, daß sich mit der Festlegung von Flußgebietseinheiten gleichermaßen die komplexen Zusammenhänge eines Grundwasservorkommens unter Umständen mit verschiedenen Stockwerken darstellen lassen. Vielmehr sieht der Umweltrat die Notwendigkeit, ergänzend Grundwassereinheiten festzulegen, um die hydraulischen und hydrogeochemischen Zusammenhänge im Untergrund zu erfassen und daran Belastungsempfindlichkeiten einzelner Gebiete aufzeigen zu können.

275. Bereits 1983 wurden mit dem LAWA-Rahmenkonzept „Erfassung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit (Grundwasserüberwachungskonzept 1983)" Kriterien für eine einheitliche Charakterisierung des Grundwassers und eine einheitliche Überwachung vorgeschlagen (JEDLITSCHKA, 1996). Zur Erfassung der geogenen Beschaffenheit von hydrogeologisch einheitlichen Grundwasservorkommen wurden sogenannte Grundwasserlandschaften und Grundwasserregionen definiert: „Grundwasserlandschaften weisen vergleichsweise typische einheitliche Grundwasserverhältnisse in hydrogeologisch abgrenzbaren Räumen auf, entscheidend beeinflußt durch die geologische Entwicklung als Poren-, Kluft- oder Karstgrundwasserleiter. Die weitere Untergliederung in Grundwasserregionen berücksichtigt einheitliche klimatische Gegebenheiten, Flächennutzungen und hydrologische Bedingungen (Wasserscheiden, GW-Stockwerke, tektonische Störungen, oberirdische Wässer). In Grundwasserlandschaften und Grundwasserregionen lassen sich nach dieser Definition die Strömungs- und Beschaffenheitsverhältnisse des Grundwassers nach festgelegten Regelungen erfassen" (LAWA, 1993a).

Derzeit wird die Abgrenzung von Grundwasserlandschaften und Grundwasserregionen in den Ländern sehr unterschiedlich vorgenommen. Daher sind die bestehenden Definitionen mit ihrer länderspezifi-

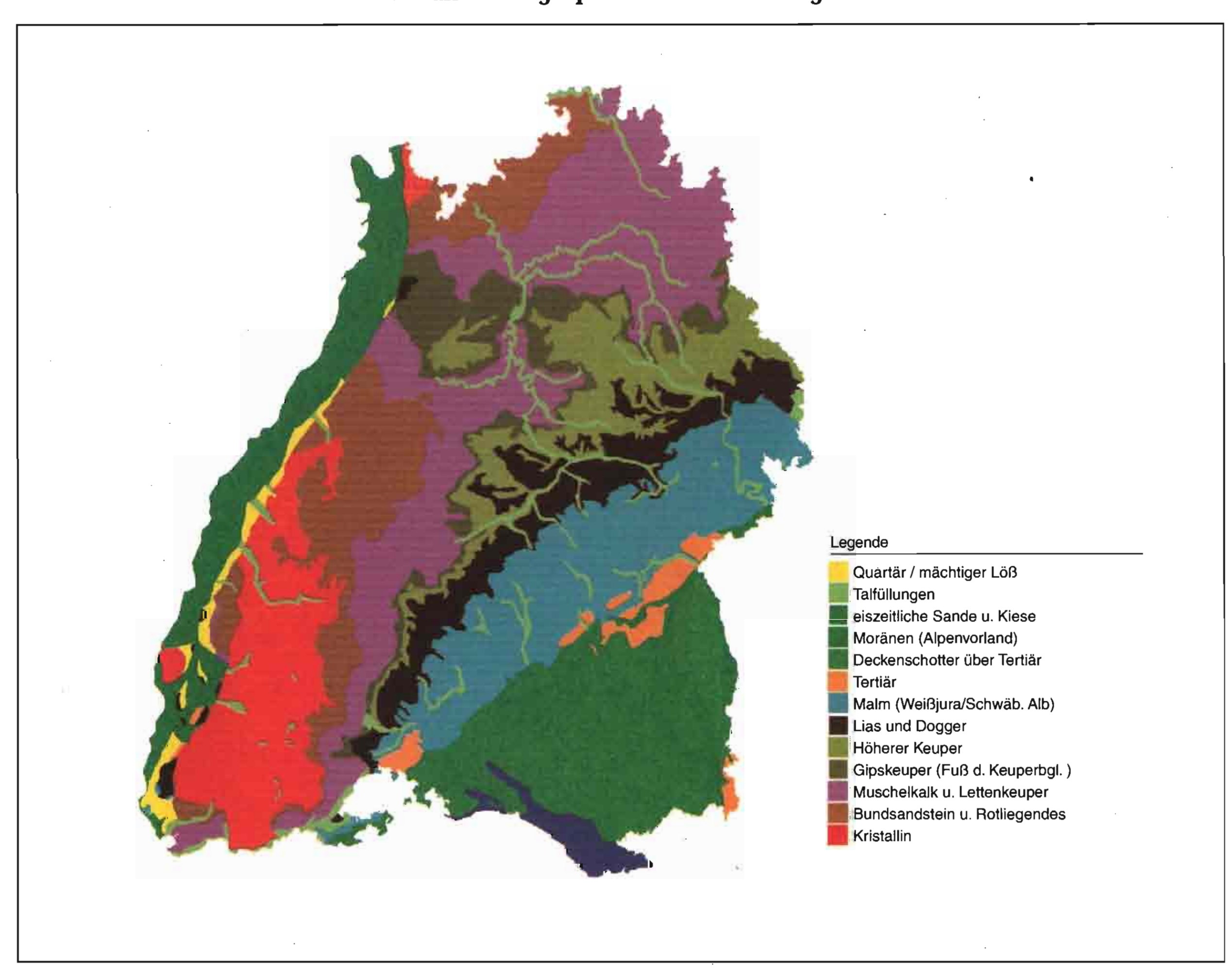
schen Prägung und dem naturräumlichen Bezug nur schwer miteinander vergleichbar und geben häufig keinen Aufschluß über die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften, die die Wässer der Grundwasserlandschaften und -regionen charakterisieren. Eine Vergleichbarkeit der Grundwasserbeschaffenheitsdaten ist daher nicht oder nur eingeschränkt gegeben, so daß eine bundesweite Darstellung der anthropogenen Belastung der Grundwasservorkommen nicht möglich ist.

276. Der Umweltrat regt an, für eine einheitliche Erfassungs- und Bewertungssystematik der Grundwasserbeschaffenheit und zur Abschätzung ihrer Gefährdung durch Stoffeinträge und strukturelle Eingriffe länderübergreifend Grundwassereinheiten/-untereinheiten festzulegen (SCHENK und KAUPE, 1998). Diese sind Räume mit vergleichbaren hydrogeologischen Voraussetzungen und vergleichbarer Grundwasserbeschaffenheit. Grundwassereinheiten sollen nach Möglichkeit bundesweit ausgewiesen werden (s. östliche Länder, HANNAPPEL et al., 1995; FISCHER et al., 1989; Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, 1997, Abb. 5.3-1). Grundwassereinheiten können in mehrere Untereinheiten unterteilt werden, indem weitere für Grundwasserbeschaffenheit und Grundwasserschutz relevante Eigenschaften berücksichtigt werden.

Im Gegensatz zu den Grundwasserlandschaften (Abb. 5.3-1) und -regionen ist mit diesem konzeptionellen Vorschlag die Einbeziehung tieferer Grundwasserstockwerke möglich. Dieses Konzept berücksichtigt auch die gesamte Grundwasserüberdeckung (wasserungesättigte Zone einschließlich des Bodens), da diese eine maßgebliche Schutzfunktion für das Grundwasser erfüllt. Zusätzlich können durch Verschneiden mit der derzeitigen sowie der historischen Nutzung der Standorte Belastungsempfindlichkeit und Belastungspotentiale gleichermaßen erfaßt werden (Abb. 5.3-2). Dies bildet die Grundlage für eine Gefährdungsanalyse.

Abbildung 5.3-1

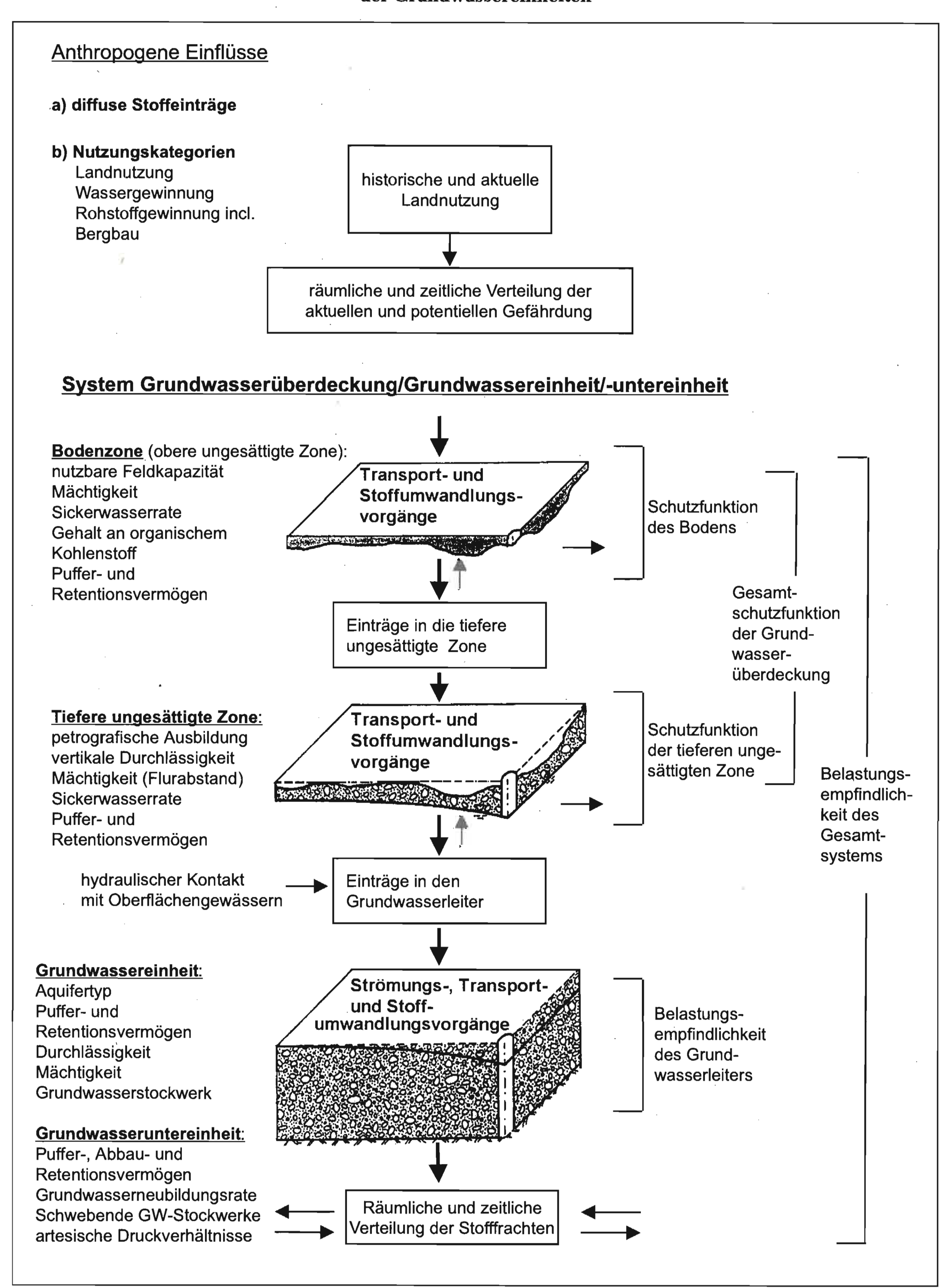
Hydrogeologische Karte von Baden-Württemberg mit der Einteilung in Grundwasserlandschaften anhand stratigraphischer Unterteilungen



Quelle: Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, 1997

Abbildung 5.3-2

Schematische Darstellung des Konzepts zur Bewertung der Belastungsempfindlichkeit der Grundwassereinheiten



nach HOFMANN und TEUTSCH, 1995; verändert

Grundwassereinheiten weisen folgende Charakteristika auf:

- Ihre Ausweisung ist von den physikalischen und hydrogeochemischen Prozessen in einem Grundwasserleiter abhängig.
- Sie beschreiben zunächst nur die anthropogen möglichst unbelastete Grundwasserbeschaffenheit ohne nutzungsspezifische Einflüsse.
- Sie sind unabhängig von naturräumlichen, insbesondere verwaltungsstrukturellen Bezügen.

Aus diesen Gründen ist das Konzept überregional und flächendeckend anwendbar. Die Charakterisierung der Grundwasserleiter sowie die Bestimmung der anthropogen möglichst unbelasteten Grundwasserbeschaffenheit sollte mit einem Gütemeßnetz erfaßt werden, um repräsentative und vergleichbare, das heißt auf einheitlicher Basis erhobene Daten zu erhalten. Die potentiell geogene Grundwasserbeschaffenheit wird maßgeblich durch die chemisch-physikalischen, mikrobiellen und hydraulischen Wechselwirkungsprozesse zwischen Grundwasser und Grundwasserleiter geprägt (UBA, 1995; GRIMM-STRELE et al., 1993; SCHLEYER und KERNDORFF, 1992). Mit Hilfe dieser Kenntnisse können anthropogene Einwirkungen, insbesondere Einträge, erfaßt werden. Die Grundwassereinheiten bilden somit den jeweiligen Referenzrahmen für die potentiell geogene Grundwasserbeschaffenheit beziehungsweise das aktuelle Konzentrationsniveau.

Grundwassereinheiten

277. Während mit der Ausweisung von Grundwassereinheiten eine eher grobe Einteilung der Grundwasservorkommen vorgenommen wird, läßt sich durch Ausweisung von Untereinheiten eine stärkere Differenzierung unter Berücksichtigung weiterer für die Grundwasserbeschaffenheit und ihre Überwachung relevanter Faktoren vornehmen.

Im Hinblick auf die Belastungsempfindlichkeit wird eine Grundwassereinheit wie folgt definiert:

> Die Grundwassereinheit ist ein hydraulisch und hydrogeochemisch weitgehend homogener Raum, der durch folgende Faktoren charakterisiert wird:
>
> - Grundwasserleitertyp
> - Material des Grundwasserleiters
> - Durchlässigkeit
> - Stockwerksgliederung
> - Grundwasserüberdeckung.

278. Die wichtigsten Eingangsgrößen für die Ausweisung der Grundwassereinheiten und die Bewertung ihrer Belastungsempfindlichkeit sind die petrographisch-lithologische Ausbildung und die Art der Hohlräume (Poren, Klüfte, Karsthohlräume). Sie sind für die Strömungsverhältnisse sowie für die Speicher- und Transportvorgänge entscheidend. Darüber hinaus gehen die Durchlässigkeit und die Stockwerksgliederung sowie die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung in der Bewertung ein (Tz. 280).

Grundwasserleiter mit umfassender Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung und tiefere Grundstockwerke sind meist besser vor Stoffeinträgen unterschiedlicher Art geschützt.

Die maßgebenden Faktoren als Vorschlag für eine Ausweisung von Grundwassereinheiten sind in Abbildungen 5.3-3 und 5.3-4 (SCHENK und KAUPE, 1998) zusammengefaßt. Die Differenzierungstiefe der einzelnen Parameterabstufungen sollte von den zuständigen Fachbehörden festgelegt werden. Die Systematik zur Ermittlung der Belastungsempfindlichkeit einer Grundwassereinheit ist in Abbildung 5.3-5 exemplarisch für einen silicatischen Porengrundwasserleiter dargestellt.

Grundwasseruntereinheiten

279. Die Differenzierung einer Grundwassereinheit in Grundwasseruntereinheiten berücksichtigt weitere für die Belastungsempfindlichkeit beziehungsweise den Grundwasserschutz wichtige Faktoren.

Im Hinblick auf die Belastungsempfindlichkeit werden Grundwasseruntereinheiten wie folgt definiert:

> Grundwasseruntereinheiten sind Bereiche innerhalb einer Grundwassereinheit mit lokalen Unterschieden in den Eigenschaften der übergeordneten Grundwassereinheit und/oder lokalen Besonderheiten. Folgende Einflußfaktoren gehen in die Definition ein:
>
> - hydrogeochemische Eigenschaften
> - Klima
> - lokale naturgegebene Besonderheiten.

Diese Faktoren für die Abgrenzung von Untereinheiten sind in Abbildung 5.3-4 aufgeführt und lassen sich wie folgt beschreiben:

- Hydrogeochemische Eigenschaften (Carbonatgehalt, Gehalt an organischem Kohlenstoff, Anteil an Tonmineralien) von Grundwasserüberdeckung und Grundwasserleiter wirken sich auf das Puffervermögen und das Retentionsvermögen aus.
- Hydraulischer Kontakt zu anderen Einheiten verändert die geogene Grundwasserbeschaffenheit.
- Die Rate der Grundwasserneubildung beeinflußt Stoffinhalt und -konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser sowie in der Regel die Menge der anthropogenen Stoffeinträge.

Darüber hinaus werden als lokale naturgegebene Besonderheiten berücksichtigt:

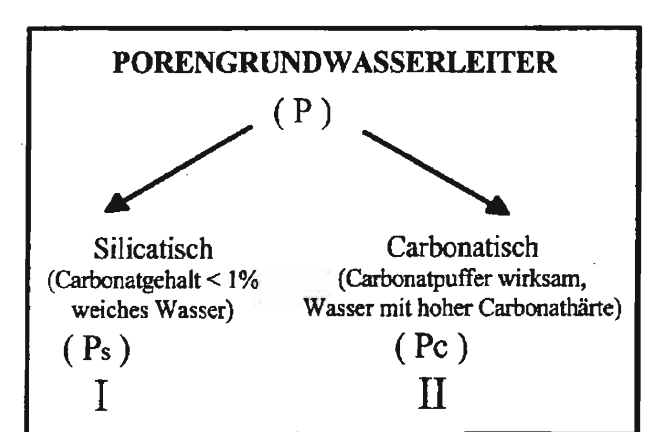
- Hydraulischer Kontakt zu Oberflächengewässern wirkt sich auf die Grundwasserbeschaffenheit und die erforderliche Überwachungsintensität aus.
- Süß-/Salzwassergrenze ist für die Grundwasserentnahmemenge von Bedeutung.

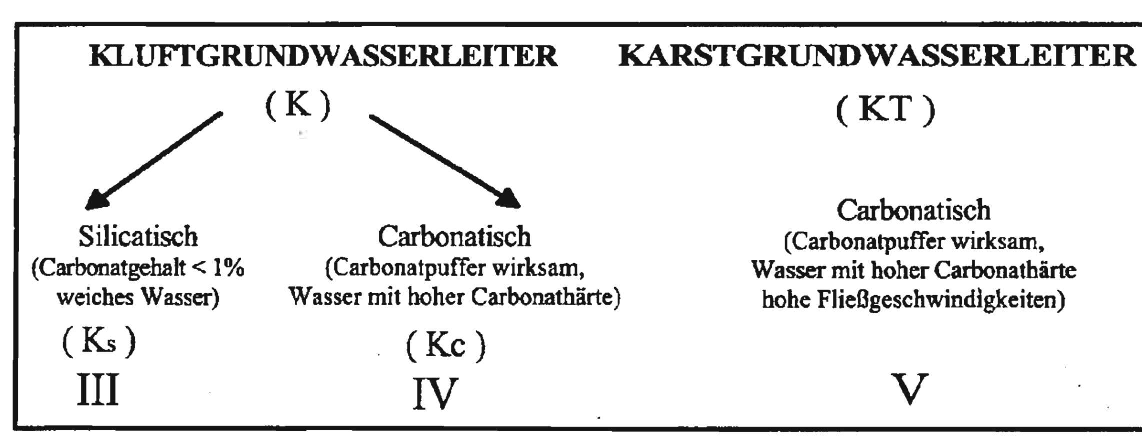
Abbildung 5.3-3

Typen von Grundwassereinheiten

LOCKERGESTEINE







Grundwasserleiter:

kf_h -- hohe Durchlässigkeit (> 10^{-2} m/s)
kf_m -- mittlere Durchlässigkeit (10^{-2} bis 10^{-6} m/s)
kf_n -- niedrige Durchlässigkeit (< 10^{-6} m/s)

St_n -- oberflächennahes Grundwasserstockwerk
-- M_n niedrige Mächtigkeit
-- M_h hohe Mächtigkeit
St_t -- tiefes Grundwasserstockwerk

Grundwasserüberdeckung:

D_h -- hohe Schutzwirkung der Deckschichten
D_n -- niedrige Schutzwirkung der Deckschichten

Grundwasserleiter:

kf_h -- hohe Gebirgsdurchlässigkeit (> 10^{-4} m/s)
kf_m -- mittlere Gebirgsdurchlässigkeit (10^{-4} bis 10^{-6} m/s)
kf_n -- niedrige Gebirgsdurchlässigkeit (< 10^{-6} m/s)

St_n -- oberflächennahes Grundwasserstockwerk
-- M_n niedrige Mächtigkeit
-- M_h hohe Mächtigkeit
St_t -- tiefes Grundwasserstockwerk

Grundwasserüberdeckung:

D_h -- hohe Schutzwirkung der Deckschichten
D_n -- niedrige Schutzwirkung der Deckschichten

Grundwasserleiter:

St_n -- unbedeckter oder bedeckter Karst
St_t -- überdeckter Karst

Grundwasserüberdeckung:

D_h -- hohe Schutzwirkung der Deckschichten
D_n -- niedrige Schutzwirkung der Deckschichten

Quelle: SCHENK und KAUPE, 1998

Abbildung 5.3-4

Typen von Grundwasseruntereinheiten

LOCKERGESTEINE

PORENGRUNDWASSERLEITER

Hydrogeochemische Eigenschaften (Grundwasserüberdeckung/GW-Leiter):

c -- Carbonatgehalt
Corg -- Gehalt an organischem Kohlenstoff
T -- Anteile an Tonmineralen
HKE -- Hydraulischer Kontakt zu anderen Einheiten / Untereinheiten

Klima:

$GWNB_h$ -- hohe Grundwasserneubildung
$GWNB_n$ -- niedrige Grundwasserneubildung

Lokale Besonderheiten:

OFG -- Einfluß von Oberflächengewässern
SWG -- Süß-/Salzwassergrenzen (horizontal oder vertikal)
GFB -- geogene Feststoffbestandteile des GW-Leiters
$GFB_{Sulf.}$ -- sulfidische Vererzungen (z.B. Pyrit)
GFB_{SM} -- Schwermetallgehalte

H_h -- große Homogenität
H_n -- geringe Homogenität

FESTGESTEINE

KLUFTGRUNDWASSERLEITER

Hydrogeochemische Eigenschaften (Grundwasserüberdeckung/GW-Leiter):

c -- Carbonatgehalt
Corg -- Gehalt an organischem Kohlenstoff
T -- Anteile an Tonmineralen
HKE -- Hydraulischer Kontakt zu anderen Einheiten / Untereinheiten

Klima:

$GWNB_h$ -- hohe Grundwasserneubildung
$GWNB_n$ -- niedrige Grundwasserneubildung

Lokale Besonderheiten:

OFG -- Einfluß von Oberflächengewässern
SWG -- Süß-/Salzwassergrenzen (horizontal oder vertikal)
GFB -- geogene Feststoffbestandteile des GW-Leiters
$GFB_{Sulf.}$ -- sulfidische Vererzungen (z.B. Pyrit)
GFB_{SM} -- Schwermetallgehalte
PKL -- Aquifer mit Kluft- und Porendurchlässigkeit (double-porosity aquifers)

H_h -- große Homogenität
H_n -- geringe Homogenität

KARSTGRUNDWASSERLEITER

Hydrogeochemische Eigenschaften (Grundwasserüberdeckung/GW-Leiter):

Corg -- Gehalt an organischem Kohlenstoff
T -- Anteile an Tonmineralen
HKE -- Hydraulischer Kontakt zu anderen Einheiten / Untereinheiten

Klima:

$GWNB_h$ -- hohe Grundwasserneubildung
$GWNB_n$ -- niedrige Grundwasserneubildung

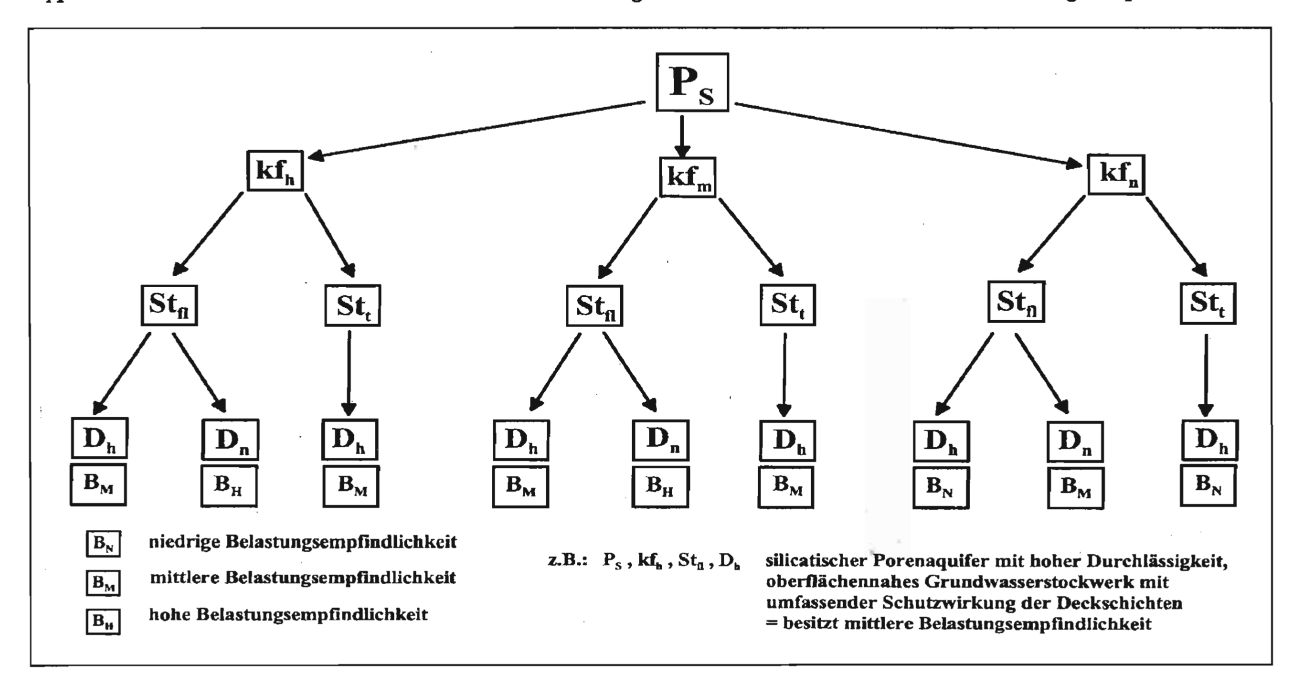
Lokale Besonderheiten:

OFG -- Einfluß von Oberflächengewässern
SWG -- Süß-/Salzwassergrenzen (horizontal oder vertikal)
GFB -- geogene Feststoffbestandteile des GW-Leiters
$GFB_{Sulf.}$ -- sulfidische Vererzungen (z.B. Pyrit)
GFB_{SM} -- Schwermetallgehalte

Quelle: SCHENK und KAUPE, 1998

Abbildung 5.3-5

Typen von Grundwassereinheiten silicatischer Porengrundwasserleiter und deren Belastungsempfindlichkeit



Quelle: SCHENK und KAUPE, 1998

- Geogene Feststoffbestandteile des Grundwasserleiters (Sulfide, Vererzungen) führen zur Anreicherung bestimmter Grundwasserinhaltsstoffe.
- Kombinierte Kluft- und Porendurchlässigkeit beeinflußt die Strömungsbedingungen sowie die Speicher- und Transportvorgänge.
- Der Grad der Heterogenität/Homogenität wirkt sich auf das Verteilungsmuster der Grundwasserbeschaffenheit aus und bestimmt die erforderliche Dichte des Überwachungsnetzes.

Belastungsempfindlichkeit der Grundwassereinheiten und die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung

280. Die Grundwasserüberdeckung hat eine maßgebliche Schutzfunktion für das oberste Grundwasserstockwerk, in der Regel auch für die tieferen (s. auch 2.1 Tz. 18 f.).

Bei der Beurteilung der Belastungsempfindlichkeit sind insbesondere die *standortspezifischen Parameter* maßgeblich; stoffspezifische Parameter bleiben hier unberücksichtigt. Die wichtigsten standortspezifischen Faktoren sind die Sickerwasserrate, die nutzbare Feldkapazität (nFK) des Bodens, die vertikale Durchlässigkeit für Wasser und die Mächtigkeit der tieferen ungesättigten Zone (Funktion des Flurabstandes). Diese bestimmen die Verweildauer des Sickerwassers (Sickerwasseraustauschhäufigkeit), die maßgeblich für die Wirksamkeit dort ablaufender Prozesse ist.

Von der Rate der *Grundwasserneubildung* hängt die Menge des Eintrags mobiler und persistenter Stoffe in das Grundwasser ab. Diese nimmt allgemein mit steigender Grundwasserneubildung zu (SCHLEYER, 1993). Eine hohe Grundwasserneubildungsrate muß aber nicht in jedem Fall auch eine hohe Gefährdung bedingen, da durch Verdünnungseffekte die Schadstoffkonzentration verringert werden kann. Unabhängig von der Sickerwasserrate sind diffusionsgesteuerte Vorgänge und das Fließen eines Schadstoffes in Phase. Beim Säureeintrag sind darüber hinaus auch Pufferreaktionen von entscheidender Bedeutung.

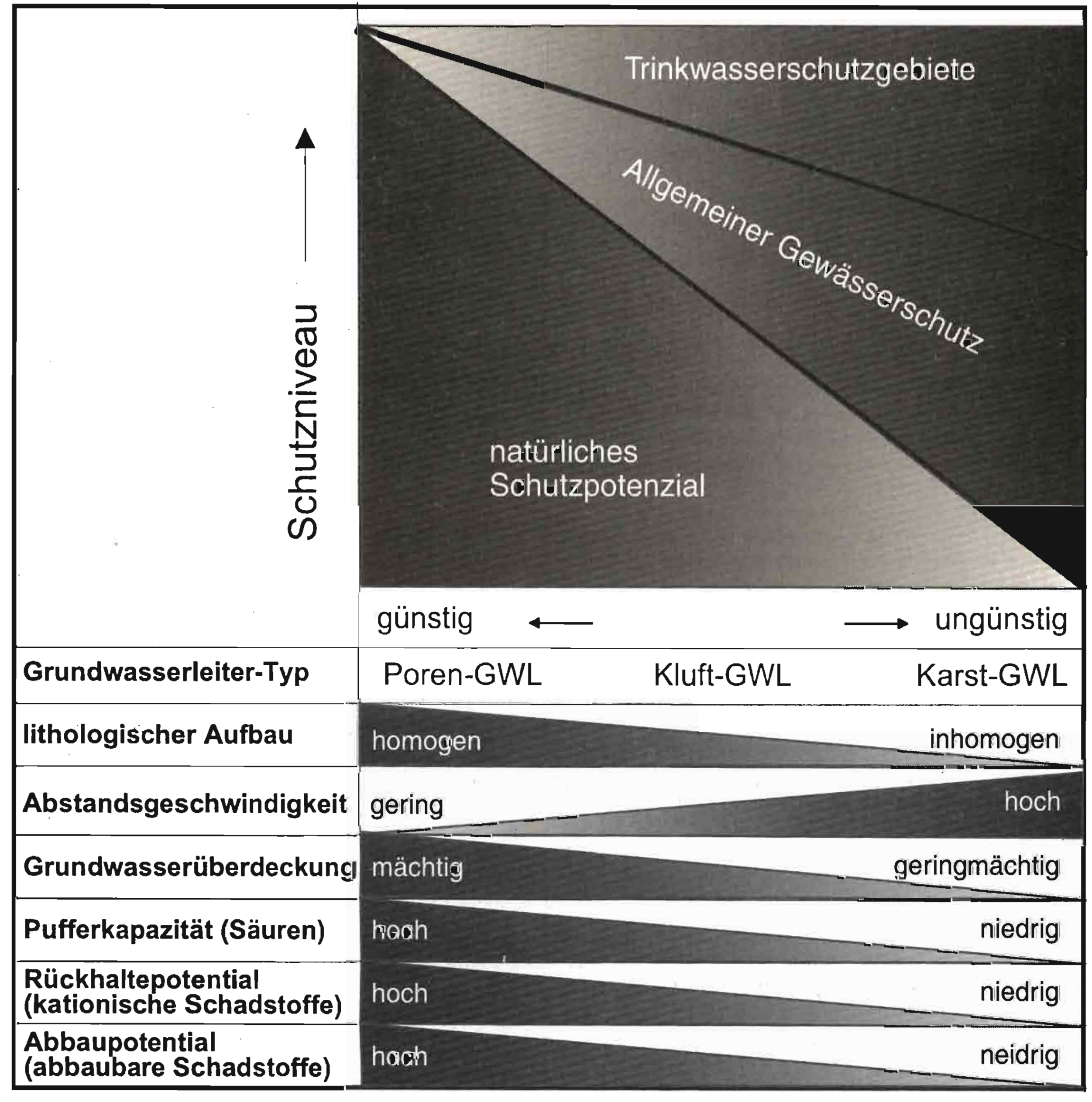
Die Schutzfunktion des Bodens und der tieferen Grundwasserüberdeckung müssen zunächst getrennt bewertet werden, da sich auf einer geologischen Einheit nur bedingt ein einheitlicher Boden ausbildet (zu den Bewertungsansätzen für die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung s. HÖLTING et al., 1995). Die Verschneidung der Bodeneigenschaften mit den Eigenschaften der Grundwassereinheiten sollte anhand von Boden-Fachinformationssystemen erfolgen.

Die wichtigsten Einflußgrößen für das Schutzpotential beziehungweise die Belastungsempfindlichkeit eines Grundwasserleiters sind in Abbildung 5.3-6 zusammengestellt.

Durch die Einbeziehung der Grundwasserüberdeckung in die Definition der Grundwassereinheiten können Grundwasserleiter unterschiedlicher Belastungsempfindlichkeit ausgewiesen werden. Für Grundwasservorkommen mit besonderer Belastungsempfindlichkeit können hieraus Schutzziele entwickelt und durch erfolgversprechende Maßnahmen umgesetzt werden (SCHLEYER, 1993; s. auch Kap. 5.4). Notwendig sind Maßnahmen, die nach der Belastungsempfindlichkeit gestaffelt sind.

Abbildung 5.3-6

Schutzpotential von Grundwasserleitern



Quelle: SCHENK und KAUPE, 1998, nach BLfW, 1996, Mat. Nr. 55; modifiziert und ergänzt

In die Bewertung der Belastungsempfindlichkeit der Grundwassereinheiten fließen zunächst nur die standortspezifischen Faktoren ein, anthropogene Einflüsse bleiben unberücksichtigt.

Einbeziehen von aktueller und historischer Nutzung

281. Durch die Verschneidung von Belastungsempfindlichkeiten und Landnutzung (aktuelle und historische Nutzungen) können potentiell grundwassergefährdende Nutzungsarten und dadurch eingetragene Kontaminanten ermittelt werden (s. Abb. 5.3-7).

Die nach der obigen Systematik ausgewiesenen Grundwassereinheiten und Grundwasseruntereinheiten

- sind unabhängig von naturräumlichen und verwaltungsstrukturellen Bezügen,
- erlauben eine Einteilung der Grundwasservorkommen in Bereiche unterschiedlicher Belastungsempfindlichkeit in Abhängigkeit von der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung,

Abbildung 5.3-7

Nutzungskategorien

LOCKERGESTEINE	FESTGESTEINE	
PORENGRUNDWASSERLEITER	**KLUFTGRUNDWASSERLEITER**	**KARSTGRUNDWASSERLEITER**
Landnutzung:	**Landnutzung:**	**Landnutzung:**
LN_{AGR} – Landwirtschaft	LN_{AGR} – Landwirtschaft	LN_{AGR} – Landwirtschaft
LN_{FORST} – Forstwirtschaft	LN_{FORST} – Forstwirtschaft	LN_{FORST} – Forstwirtschaft
LN_{URB} – Siedlung, Verkehr, Industrie	LN_{URB} – Siedlung, Verkehr, Industrie	LN_{URB} – Siedlung, Verkehr, Industrie
LN_{ERH} – Erholung	LN_{ERH} – Erholung	LN_{ERH} – Erholung
LN_{NSG} – Naturschutz	LN_{NSG} – Naturschutz	LN_{NSG} – Naturschutz
Wassergewinnung:	**Wassergewinnung:**	**Wassergewinnung:**
WSG – Wasserschutzgebiet	WSG – Wasserschutzgebiet	WSG – Wasserschutzgebiet
GE – Grundwasserentnahme	GE – Grundwasserentnahme	GE – Grundwasserentnahme
GA – Grundwasseranreicherung	GA – Grundwasseranreicherung	GA – Grundwasseranreicherung
Rohstoffgewinnung incl. Bergbau:	**Rohstoffgewinnung incl. Bergbau:**	**Rohstoffgewinnung incl. Bergbau:**
RG_{SED} – Kies-/Sand-/Tongewinnung	RG_{SED} – Kies-/Sand-/Tongewinnung	RG_{SED} – Kies-/Sand-/Tongewinnung
RG_{KOHLE} – Kohlebergbau	RG_{KOHLE} – Kohlebergbau	RG_{KOHLE} – Kohlebergbau
RG_{ERZ} – Erzbergbau	RG_{ERZ} – Erzbergbau	RG_{ERZ} – Erzbergbau

Quelle: SCHENK und KAUPE, 1998

– haben eine große Bedeutung für die Landes- und Regionalplanung und Raumordnung (s. a. Tz. 299) und damit für eine umweltschonende Bewirtschaftung von Grundwasser sowie für Fragen der Landnutzung (beispielsweise bei der Ausweisung von besonders belastungsempfindlichen Flächen oder der Errichtung von potentiell wassergefährdenden Anlagen) und bilden damit eine Grundlage für den vorsorgenden Grundwasserschutz und

– ermöglichen die Konzeption und den Aufbau eines einheitlichen, an die Grundwassereinheiten angepaßten und optimierten Monitoringsystems, die Kontrolle des Erfolges von präventiven Schutzmaßnahmen sowie das frühzeitige Erkennen von anthropogenen Beschaffenheitsänderungen und die Einleitung geeigneter Abwehrmaßnahmen.

In den Grundwassereinheiten und -untereinheiten können Szenarien der natürlichen Strömungs- und Transport-Reaktionsprozesse qualitativ beschrieben werden (SCHENK und KAUPE, 1998; s. a. Tz. 333 ff.).

5.4 Sicherung und Verbesserung des Grundwasserzustands durch planerische Vorsorge

282. Bei der Diskussion in den vorigen Kapiteln sind Instrumente zur Verhinderung von Einwirkungen aus dem Bereich von genehmigungsbedürftigen Planungen (z. B. Gebiete für Industrie und produzierendes Gewerbe) und Anlagen (z. B. gewerbliche und landwirtschaftliche Betriebe, Verkehrsanlagen, Abfallbehandlungsanlagen und Deponien) sowie Anlagen mit hohem Betriebsrisiko (z. B. Verkehrswege) weitgehend unberücksichtigt geblieben. Für die Vermeidung und Regulierung von Einwirkungen aus diesem Verursacherbereich kommen – trotz aller Skepsis bezüglich der Durchsetzungsfähigkeit (s. SRU, 1996b, Tz. 123 ff.) – planerische Instrumente in Betracht.

Allerdings gilt es dabei, die vorhandenen Hemmnisse und Probleme der wasserwirtschaftlichen Fachplanung und der räumlichen Gesamtplanung zu diskutieren und insbesondere mit Blick auf den Grundwasserschutz Verbesserungsvorschläge zu entwickeln.

5.4.1 Beitrag der Raumordnung

5.4.1.1 Raumordnungspolitische Ziele und Mittel der Wasservorsorge

283. Als Rahmengesetz kommt dem Raumordnungsgesetz unmittelbare Geltung für raumwirksame Maßnahmen der Bundesbehörden sowie für die Abstimmung von raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen des Bundes zu. Für die Landesplanung gelten die Grundsätze der Raumordnung (§ 2 ROG). In den Landesplanungsgesetzen der meisten Länder werden diese Grundsätze ausdifferenziert und zum Teil präzisiert. Die Landesplanungsgesetze Bayerns und Thüringens betonen beispielsweise die Bedeutung der Grundwasserreinhaltung ausdrücklich. Es ist Aufgabe der Länder, diese Grundsätze weiter in Form von Zielen in Programmen und Planungen zu

konkretisieren. Diese Ziele sind dann verbindlich für die Fachbehörden und Kommunen. Dem einzelnen gegenüber haben die Grundsätze und Ziele keine unmittelbare Rechtswirkung.

284. Grundsätze der *Raumordnung* für die Wasservorsorge sind seit 1965 im Raumordnungsgesetz enthalten (§ 2 Abs. 1 Nr. 7 bzw. Nr. 8 in der ab 1993 geltenden Fassung). Danach sind „die Naturgüter, insbesondere Wasser und Boden, sparsam und schonend in Anspruch" zu nehmen und „Grundwasservorkommen zu schützen". Damit werden in den Grundsätzen des Raumordnungsgesetzes zwar auch direkte Zielfestlegungen zum Wasser getroffen, doch fehlen Angaben zur Verwirklichung dieser Ziele, etwa in Form von Umsetzungsinstrumenten und Abwägungsgrundsätzen, so daß es in den Ländern zu einer recht unterschiedlichen Auslegung und Anwendung gekommen ist (zur unterschiedlichen Ausgestaltung in den Ländern s. HOFFMEISTER, 1992, S. 42 ff.).

Konkretisierungen der Grundsätze sind im Bundesraumordnungsprogramm von 1975, den Programmatischen Schwerpunkten der Raumordnung von 1985, in Raumordnungsberichten des Bundes sowie in der Entschließung der Ministerkonferenz für Raumordnung (MKRO) „Schutz und Sicherung des Wassers" vom 21. März 1985 erfolgt. Als ein Mittel der Umsetzung wird im Bundesraumordnungsprogramm (von 1975) das Instrument der Wasservorranggebiete vorgeschlagen. In den Programmatischen Schwerpunkten von 1985 wurden verschiedene Gebietskategorien mit unterschiedlicher Bedeutung für den Schutz und die Vorsorge von Wasservorkommen entwickelt („Gebiete mit besonderer Bedeutung für die Wasserversorgung", „Besonders umweltempfindliche Gebiete" sowie „Wasservorranggebiete").

285. Die Ministerkonferenz für Raumordnung (MKRO, 1985) legte vergleichsweise detaillierte Ziele und Leitvorstellungen fest, die vor allem den Vorrang verbrauchsnaher Wasservorkommen und den Umgang damit betreffen. Zum Beispiel werden die bisherigen Forderungen des Bundesraumordnungsprogramms und älterer Raumordnungsberichte zur Ausweisung von Wasservorranggebieten begrifflich und inhaltlich konkretisiert. Darüber hinaus ist eine Reihe von Zielen vereinbart worden, die allerdings nur mit Hilfe der Fachplanungen (Wasserwirtschaft, Landwirtschaft, Verkehr, Siedlungsplanung) zu verwirklichen sind (z. B. Erstellen von regionalen Wasserbilanzen, Aufzeigen von Wassergefährdungspotentialen, Aufstellen von wasserwirtschaftlichen Fachplänen, Ausweisung von Wasserschutzgebieten, Überprüfen von Wasserentnahmerechten, Hinweise auf einen sparsamen Wasserverbrauch). Insgesamt hat diese Entschließung besondere Bedeutung für die Forderungen nach einer Koordinierung von Raumordnung und wasserwirtschaftlicher Rahmenplanung und nach Ausweisung von Vorranggebieten.

286. In den *Raumordnungsberichten* der Bundesregierung ist hinsichtlich der Behandlung der Wasservorsorge keine Kontinuität oder gar Fortentwicklung zu erkennen; im Gegenteil, der Präzisierungsgrad von Zielen und Maßnahmen hat im Laufe der Zeit eher abgenommen. Die Aussagen reichen von einer anfänglichen Konkretisierung allgemeiner Zielsetzungen und Darstellungen der Belastungssituation der Gewässer (z. B. 1972, 1974, 1986) über Aussagen zum Stand der Umsetzung von Vorgaben der Raumordnung (z. B. 1978) und der Behandlung von ausgewählten Problemstellungen (z. B. 1982) bis hin zur bloßen Aneinanderreihung bisher ergriffener Maßnahmen (z. B. 1993).

287. Wie KAMPE (1988, 1987) kritisiert hat, hat bis dahin die Wasservorsorge mit den Mitteln der Raumordnung nur in einer allgemeinen, deklamatorischen Form Konsens bei der Bundesregierung und der MKRO gefunden. Ein Vergleich der genannten raumordnungspolitischen Grundlagen zeigt, daß die eher unverbindlichen programmatischen Schwerpunkte der Raumordnung und die Entschließung der MKRO noch die konkretesten Aussagen zur Wasservorsorge treffen. Der geringe Konkretisierungsgrad reicht aber nicht aus, um in Entscheidungsfällen auf nachgeordneter Planungsebene eine Bindungswirkung zu entfalten. In dieser Unverbindlichkeit wurde das zentrale Problem für die praktische Umsetzung gesehen und deshalb gefordert, eine „weitere Konkretisierung der Ziele und Leitlinien bis hin zu regionalen Richtwerten und Abwägungsgrundsätzen sowie eine eindeutige Zuordnung zu Entscheidungsträgern und Verursachern" vorzunehmen (KAMPE, 1988).

288. Im *Raumordnungspolitischen Orientierungsrahmen* von 1993 ist zwar die Zielsetzung zum Erhalt und zur Sicherung von großräumig bedeutsamen Gebieten mit Wasservorkommen enthalten und auch räumlich dargestellt, aber Hinweise zur Konkretisierung und Realisierung fehlen. Es wird ausdrücklich vermerkt, daß mit der Darstellung keine planerische Festlegung bzw. Anregung verbunden ist.

289. Der *Raumordnungspolitische Handlungsrahmen* von 1995 gibt eine Empfehlung über die Ausweisung von Wasservorrang- und Wasservorbehaltsgebieten. Er verzichtet aber auf konkrete Kriterien für die Auswahl und Ausweisung solcher Gebiete. Einige, wenn auch unzureichende Kriterien werden in der Entschließung der MKRO vom 29. März 1996 benannt: So wird empfohlen, die Instrumente auf Gebiete mit nutzbarem Grund- und Oberflächenwasser oder mit hoher Grundwasserneubildung anzuwenden (MKRO, 1996). Ökologische Kriterien bleiben dabei aber ausgeblendet, obwohl zum Beispiel die Vorrangfestlegung neben der Bewertung der Wertigkeit der Nutzungseignung auch die Beurteilung der Empfindlichkeit des Grundwasservorkommens beinhalten kann. Der Mangel an ökologischen Kriterien für die räumliche Wasservorsorge im Raumordnungspolitischen Orientierungsrahmen und im Handlungsrahmen ist ein Indiz dafür, daß es der Bundesraumordnung eher um die Verfügbarkeit von Wasser als ökonomischem Standortfaktor geht als um die Sicherung dessen ökologischer Funktionen (vgl. LAUSCHMANN, 1994). Die raumplanerische Umweltvorsorge muß diese Sicherung jedoch auf lange Sicht gewährleisten und dieses übergreifende Anliegen gegenüber kurzfristigeren Interessen der regionalen Wirtschaftsförderung angemessen zur Geltung bringen können.

290. Das am 1. Januar 1998 in Kraft getretene neue Raumordnungsgesetz hat nunmehr die schonende Inanspruchnahme der Naturgüter und den Schutz von Grundwasservorkommen ausdrücklich in den Katalog der Grundsätze der Raumordnung aufgenommen (§ 2 Abs. 2 Nr. 8 ROG), jedoch fehlen Abwägungsregeln dafür, wie dieser Grundsatz, insbesondere unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips (§ 1 Abs. 1 Satz 2 Nr. 2 ROG), umzusetzen ist. Bedeutsam für den Schutz der Wasservorkommen ist zudem, daß die Raumkategorien Vorranggebiete, Vorbehaltsgebiete und Eignungsgebiete im Raumordnungsgesetz verankert worden sind (§ 7 Abs. 4 Nr. 1 bis 3). Bei der ersten Kategorie handelt es sich um ein Ziel, also um eine verbindliche Vorgabe im Sinne von § 3 Nr. 2 ROG. Das Konzept des Vorbehaltsgebiets hat dagegen nur die Bedeutung eines Optimierungsgebots. Da – wie in den oben behandelten programmatischen Aussagen des Bundes – auch im neuen Raumordnungsgesetz Kriterien für die Ausweisung dieser Gebiete fehlen, ist bei der Umsetzung allerdings kein richtungsweisender Fortschritt zu erwarten.

Definitionen von Vorrang-, Vorbehalts- und Eignungsgebiet nach dem Raumordnungsgesetz:

§ 7 Abs. 4 Nr. 1 ROG:

Vorranggebiete = *Gebiete, die für bestimmte, raumbedeutsame Funktionen oder Nutzungen vorgesehen sind und andere raumbedeutsame Nutzungen in diesem Gebiet ausschließen, soweit diese mit den vorrangigen Funktionen, Nutzungen oder Zielen der Raumordnung nicht vereinbar sind.*

§ 7 Abs. 4 Nr. 2 ROG:

Vorbehaltsgebiete = *Gebiete, in denen bestimmten, raumbedeutsamen Funktionen oder Nutzungen bei der Abwägung mit konkurrierenden raumbedeutsamen Nutzungen besonderes Gewicht beigemessen werden soll.*

§ 7 Abs. 4 Nr. 3 ROG:

Eignungsgebiete = *Gebiete, die für bestimmte, raumbedeutsame Maßnahmen geeignet sind, die städtebaulich nach § 35 BauGB zu beurteilen sind und an anderer Stelle im Planungsraum ausgeschlossen werden.*

Die mit der Ausweisung von Vorranggebieten verbundenen Aussagen sollen das Ergebnis einer abschließenden Abwägung sein und Zielqualität im Sinne von § 4 Abs. 1 ROG haben (MKRO, 1996). Damit begründen sie eine Beachtenspflicht für öffentliche Planungsträger bei raumrelevanten Planungen und Maßnahmen.

291. Die fachlichen Grundsätze und Ziele der *Landesplanung* zur Wasservorsorge orientieren sich bisher im wesentlichen an den genannten Vorgaben der Bundes (Tz. 284 f.). In bestimmten sachlichen Teilbereichen sind in der Landesplanung aber durchaus inhaltliche und räumliche Konkretisierungen festzustellen, die in den einzelnen Ländern allerdings sehr unterschiedlich ausfallen. Insbesondere bei der räumlichen Ausweisung von Bereichen für die Wasserwirtschaft und für den Schutz des Wassers werden verschiedene Begriffskategorien mit deutlich voneinander abweichenden Zielsetzungen und Maßnahmen verwendet (vgl. z. B. LAVEN, 1994; RICHTER, 1994; WOLLIN, 1994; HOFFMEISTER, 1992). So haben sich die Kategorien der Vorrang- sowie Vorbehalts- oder Sicherungsgebiete längst nicht überall durchgesetzt.

Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, daß die neueren Leitvorstellungen der Landesplanung auf der Grundlage der oben angeführten Entschließungen der MKRO und vor allem der neueren wasserwirtschaftlichen Fachpläne (Abschn. 5.4.2.1) nach Maßgabe des § 1a WHG entwickelt worden sind. Dies hat zu einer stärkeren Berücksichtigung von Zielaussagen der Landes- und Regionalplanung sowie der Wasserwirtschaft zum Natur- und Ressourcenschutz geführt (vgl. z. B. Regionaler Raumordnungsplan Südhessen, Abschnitte 4.1 und 4.2, Staatsanzeiger Hessen Nr. 26 vom 26. Juni 1995, S. 1896 ff.). Genaue Zielvorgaben oder regionale Umweltqualitätsziele und -standards (SRU, 1996b; KAMPE, 1988 und 1987) sowie Indikatoren, anhand derer die Zielerreichungsgrade gemessen werden können, fehlen auch auf der Ebene der Landes- und Regionalplanung.

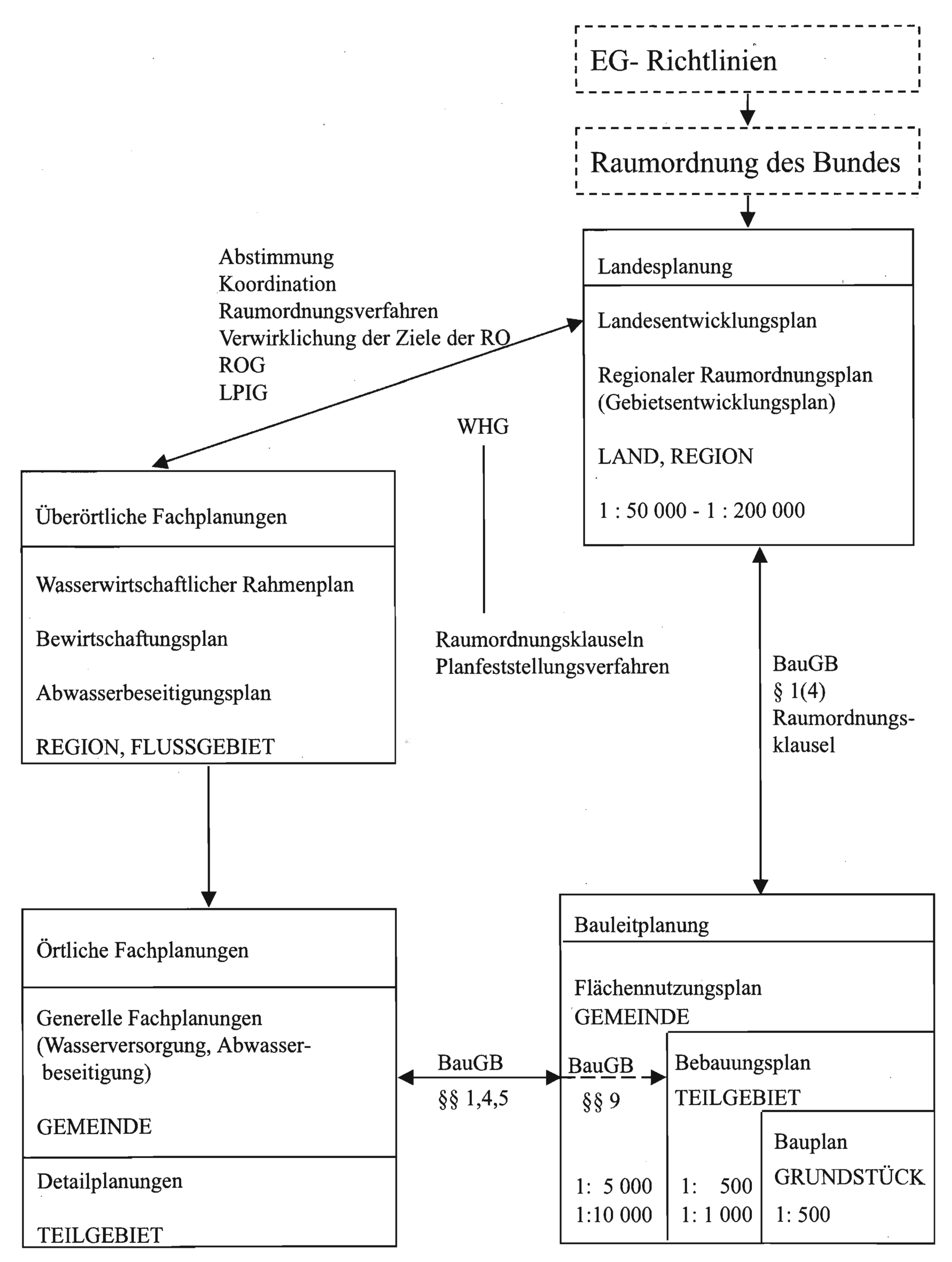
292. Insgesamt zeigt sich, daß die Forderungen nach einer Konkretisierung und Operationalisierung der Grundsätze der Raumordnung zur Wasservorsorge (Tz. 284 ff.) und nach einheitlichen Rahmenvorschriften für die Ausweisung von Wasservorranggebieten weiterhin unerfüllt bleiben. Die Raumplanung gewährleistet die räumliche Grundwasservorsorge bisher nicht im erforderlichen Umfang. Auch das Raumordnungsgesetz 1998 läßt nur marginale Verbesserungen erwarten und wird insbesondere dem Anspruch der Sicherung der ökologischen Funktionen der Gewässer, wie er seit der sechsten Novelle des Wasserhaushaltsgesetzes in § 1 a Abs. 1 Satz 2 verankert ist, nicht gerecht.

5.4.1.2 Zur Zusammenarbeit zwischen Raumordnung und wasserwirtschaftlicher Fachplanung

293. Aufgrund ihrer mangelnden Durchsetzungskraft ist die Raumordnung wesentlich auf die Zusammenarbeit mit der jeweiligen Fachplanung angewiesen. Die rechtliche Grundlage für eine Zusammenarbeit zwischen Raumplanung und Gewässerschutz ergibt sich zum einen aus dem Grundsatz der Raumordnung zum Wasserschutz (§ 2 Abs. 2 Nr. 8 ROG), zum anderen aus der Leitlinie des § 1a WHG, wonach wasserwirtschaftliche Maßnahmen auf die Gesamtinteressen der Allgemeinheit auszurichten sind und damit eine Einordnung in die Raumplanung erfordern, sowie aus den Raumordnungsklauseln des Wasserhaushaltsgesetzes und der Landeswassergesetze (s. Abb. 5.4.1-1).

Abbildung 5.4.1-1

Darstellung der wesentlichen Verknüpfungen zwischen räumlicher Gesamtplanung und wasserwirtschaftlicher Fachplanung



Quelle: ARL, 1994

Auch wenn damit eine ausreichende rechtliche Grundlage für das Zusammenwirken von Raumordnung und Gewässerschutz gegeben sein mag (JACOBITZ, 1994), so darf nicht übersehen werden, daß beide Partner in dem Dilemma stecken, nicht eher handeln zu können, als die Beiträge des anderen vorliegen. Wenn nicht die jeweiligen Aufgabenstellungen im Hinblick auf eine Zusammenarbeit präzisiert werden, werden innovative Ansätze des Grundwasserschutzes nur schwer Eingang in die Planung des jeweiligen Partners finden, unter anderem weil die Pläne nur selten im Parallelverfahren aufgestellt oder fortgeschrieben werden. Deshalb wird es in der Regel nur zu einer gegenseitigen Kenntnisnahme oder nachrichtlichen Übernahme von Planungsbeiträgen und weniger zu einer konstruktiven Zusammenarbeit kommen. Diese Annahme wird durch die Studie von HOLST et al. (1991) bestätigt: Die von der Rahmenplanung zu beachtenden wasserwirtschaftlich relevanten Ziele werden in der Regel von der Wasserwirtschaft selbst formuliert und von der räumlichen Gesamtplanung übernommen, wobei die Fachbeiträge zumeist von demselben Personal erstellt werden, die auch für die Rahmenplanung zuständig sind. Die Ergebnisse der Rahmenpläne und anderer wasserwirtschaftlicher Fachpläne führen bei Aufnahme in die regionalen Raumordnungspläne dann unter Umständen zur Ausweisung von Wasservorranggebieten und Gebieten einer Kategorie, die nur eine geringere Verbindlichkeit vermittelt.

294. Insbesondere die Ausweisung von Wasservorranggebiete kann einer vorsorgenden, langfristigen quantitativen und qualitativen Sicherung des Grundwassers dienen. Andere Nutzungen in diesem Gebiet sind ausgeschlossen, soweit diese mit den vorrangigen Funktionen und Nutzungen nicht vereinbar sind. Die Wirkung der Ausweisung von bloßen Vorbehaltsgebieten ist unter dem Gesichtspunkt der Vorsorge dagegen eher gering, weil die Praxis im Konflikt zwischen konkreten Raumnutzungsinteressen und vorsorglichen Schutzinteressen letztere Belange bei der Abwägung häufig nicht angemessen gewichtet. Die Wirksamkeit des Instruments Vorranggebiet hängt allerdings davon ab, wie gut im Verfahren der Ausweisung eines Vorranggebiets die ökologischen Belange begründet sind und bei Entscheidungen der Verwaltung berücksichtigt werden. Denn ökologische ebenso wie die damit einbezogenen wasserwirtschaftlichen Belange unterliegen in den Abwägungsprozessen der Regional- und Bauleitplanung oftmals gegenüber Belangen, von deren Bevorzugung die Entscheidungsträger sich rascher sichtbare Erfolge versprechen als von einer langfristig angelegten umweltverträglichen Wasserwirtschaft. Zur Begründung der ökologischen Belange bietet sich die Erarbeitung einer wasserwirtschaftlich-ökologischen Gesamtkonzeption an; eine solche Konzeption könnte beispielsweise im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung erstellt werden. Solche Planungen liegen bislang nur in einzelnen Fällen vor (Tz. 295). Im weiteren ist es originäre Aufgabe der Raumordnung, die Zielverträglichkeit zu prüfen und sehr sorgfältig zwischen konkurrierenden Belangen abzuwägen, da mit der Vorrangausweisung in der Regel Restriktionen für andere raumbedeutsame Fachplanungen, vor allem für die Bauleitplanung, verbunden sind. In der Vergangenheit hat die Raumplanung diese Aufgabe oftmals nicht erfüllt und Vorschläge der Fachplanung unbesehen übernommen. Damit bleiben Pläne auf regionaler Ebene weitgehend eine Ansammlung von Einzelanforderungen an die Umweltqualität, getrennt nach den jeweiligen Kompetenzen der Fachplanungsträger. Die anstehenden Konflikte auf der Ebene des Einzelfalls müssen im Rahmen von Raumordnungsverfahren gelöst werden. Nach Ansicht des Umweltrates läßt sich aber auf diese Weise kein wasserwirtschaftlich-ökologisches Gesamtkonzept einer räumlichen Grundwasservorsorge verwirklichen.

295. Für die Bindungswirkung der Bewirtschaftungsplanung und das Verhältnis zwischen ihr und räumlicher Gesamtplanung ist festzustellen, daß die raumbedeutsamen Maßnahmen, die bisher vorgesehen waren, in erster Linie auf der Ebene der Ortsplanung ansetzen (z. B. Ausbau oder Renaturierung von Gewässern, Bau von Hochwasserrückhaltebecken und Kläranlagen). Theoretisch können räumlich relevante Vorgaben der Bewirtschaftungsplanung durchaus auch in die Regionalplanung einfließen, wie etwa qualitätsbezogene Zielsetzungen, die Nutzungsänderungen, -einschränkungen oder die Ausweisung von Vorrang- und Schutzgebieten nach sich ziehen. Umgekehrt muß die Bewirtschaftungsplanung nach geltendem Recht die Aussagen der Gesamtplanung berücksichtigen (s. Abb. 5.4.1-1).

Im Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried wird beispielsweise verlangt, generelle Ziele und teilräumliche Anforderungen bei der Erstellung und Fortschreibung des Regionalen Raumordnungsprogramms, bei kommunalen Bauleitplanungen sowie bei der Genehmigung von Einzelvorhaben mit wasserwirtschaftlicher Bedeutung zu berücksichtigen und die zuständigen Wasserwirtschaftsbehörden zu beteiligen. Für die Prüfung der Zulässigkeit von Vorhaben muß unter anderem der Nachweis erbracht werden, daß

- eine qualitative und quantitative Wasserversorgung (z. B. durch örtliche Wasserversorgungskonzepte),
- eine rationelle Wasserverwendung (z. B. durch konzeptionelle Festsetzungen) und
- ein ausreichender Schutz der Grund- und Oberflächengewässer (z. B. durch Vorrang- und Schutzgebietsausweisungen) auch im Hinblick auf ökologische Auswirkungen

gewährleistet ist (HMUEJFG, 1997b).

Im Unterschied zu diesen vergleichsweise konkreten Anforderungen an die räumliche Gesamtplanung zitiert der Grundwasserbewirtschaftungsplan seinerseits lediglich die raumordnungspolitischen Zielsetzungen. Die Berücksichtigung dieser Ziele läßt sich nur aus dem Vergleich mit den Maßnahmen interpretieren; direkte Hinweise, ob und inwieweit der Fachplan zur Umsetzung der raumplanerischen Ziele beiträgt, werden nicht gegeben.

Das Beispiel des Grundwasserbewirtschaftungsplans Hessisches Ried zeigt, daß sowohl auf der Ebene der

Bauleitplanung als auch bereits auf der Ebene der Regionalplanung relativ konkrete Anforderungen der wasserwirtschaftlichen Fachplanung in die Gesamtplanung einfließen können. Allerdings liegen bisher nur wenige solcher Bewirtschaftungspläne vor und die vorhandenen beziehen sich bis auf die beschriebene Ausnahme auf Oberflächengewässer. Aber auch diese können dazu beitragen, das Grundwasser indirekt, also über teilraumspezifische Zielsetzungen und Maßnahmen zur Verbesserung der Güte der Oberflächengewässer, zu schützen. In dieser Hinsicht ergänzen sich Oberflächen- und Grundwasserbewirtschaftungspläne eines gemeinsamen Raumes (vgl. HMUEJFG, 1997b, S. 102).

296. Das Verhältnis der räumlichen Gesamtplanung zur wasserwirtschaftlichen Fachplanung ist dadurch gekennzeichnet, daß trotz ausreichender gesetzlicher Regelungen die Zusammenarbeit im Hinblick auf eine räumliche Grundwasservorsorge nur unbefriedigend gelöst ist. Für dieses Problem werden häufig der begrenzte Kompetenzrahmen, Implementations- und Vollzugsdefizite sowie Koordinationsdefizite der räumlichen Gesamtplanung, insbesondere der Regionalplanung, verantwortlich gemacht (vgl. HÜBLER et al., 1996, S.38 ff.; ARL, 1994, S. 244 ff.; HOLST et al., 1991). Hinzu treten Vollzugsdefizite der wasserwirtschaftlichen Fachplanung. Unabhängig von diesen grundsätzlichen Mängeln finden aber sowohl in der Gesamt- als auch in der Fachplanung ökologische Belange zu wenig Berücksichtigung, und es mangelt zum Teil auch an klaren und überprüfbaren Zielvorgaben der jeweiligen Planungsebene. Allerdings liegt es in der Natur des Planungsprozesses und ist unausweichliche Folge der Übertragung von Planungsverantwortung an Planungsträger, daß die die Planung steuernden Rechtsnormen sich darauf beschränken, das Abwägungsmaterial zu definieren; das Abwägungsergebnis determinieren können sie nicht. Die bundesgesetzlichen Vorgaben zum Abwägungsmaterial hält der Umweltrat für weitgehend ausreichend, um Abwägungsergebnisse zu erzielen, die den Erfordernissen der gewässerabhängigen Ökosysteme und des Grundwasserschutzes entsprechen. Die Defizite liegen überwiegend in der Planungspraxis, die von den verfügbaren Planungsinstrumenten keinen oder nur geringen Gebrauch macht (so bei den Grundwasserbewirtschaftungsplänen) und/oder den gewässerökologischen Belangen nicht genügend Gewicht beimißt. Diese Defizite auszugleichen, liegt in der Verantwortung der Planungsträger auf allen Ebenen. Gleichwohl kann der Gesetzgeber auch zur Klarstellung der Kriterien für die Aufstellung von wasserwirtschaftlichen Planungen beitragen (Tz. 304 ff.).

297. Allerdings ist ein großer Teil der qualitativen und damit unmittelbar auch quantitativen Beeinträchtigungen des Grundwassers auf diffuse Stoffeinträge zurückzuführen (Abschn. 2.3.1). Diese Beeinträchtigungen überfordern die Problemlösungskompetenz der Raumplanung mit ihrer konventionellen Strategie der räumlich-funktionalen Entflechtung und ihren standortspezifischen Aussagen. Auch neuere Lösungsansätze, wie eine an ökologischen Kriterien ausgerichtete Mehrfachnutzung beziehungsweise Funktionsmischung, haben dem Problem der diffusen Stoffeinträge aus der Atmosphäre nur wenig entgegenzusetzen. Vor allem können keine unmittelbar rechtsverbindlichen Festlegungen zur Steuerung der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung getroffen werden. Nach Ansicht des Umweltrates bleibt der Aufgabenbereich der räumlichen Gesamtplanung daher im wesentlichen auf Festlegungen gegen Beeinträchtigungen aus genehmigungsbedürftigen Planungen und Anlagen beschränkt (Tz. 249). Dementsprechend beziehen sich die nachfolgen den Empfehlungen zur Verbesserung der Raumplanung auf diesen eingegrenzten Aufgabenbereich im Grundwasserschutz.

5.4.1.3 Ansätze einer künftigen grundwasserbezogenen Raumordnung

298. Angesichts der oben genannten Unzulänglichkeiten des Planungsrechts fordert der Umweltrat eine engere Zusammenarbeit zwischen Raumordnung und Fachplanung sowie eine Verbesserung der Integration von wasserfachlichen Belangen in die räumliche Gesamtplanung (ARL, 1994, S. 244 ff.). Darüber hinaus muß die Raumplanung in stärkerem Maße als bisher ihre Initiativfunktion wahrnehmen und auch tatsächlich die ihr zugewiesene Funktion der räumlichen Konfliktlösung unter Berücksichtigung der ökologischen Belange ausfüllen (s. a. ARL, 1994, S. 244 ff.). Hierzu sind sämtliche raumbedeutsamen Planungen, auch die der Wasserwirtschaft und des Gewässerschutzes, zu integrieren. Dabei können sich Landes- und Regionalplanung nicht einfach darauf beschränken, Planungsvorstellungen der Fachplanungsträger zu übernehmen; vielmehr sind darüber hinaus überfachliche Ziele als Vorgaben für die raumwirksamen Planungen und Maßnahmen der Fachplanungsträger zu entwickeln und zu koordinieren.

Bei der Aufstellung von Landesentwicklungs- und Regionalplänen und bei Raumordnungsverfahren müssen stärker als bisher ökologische Zusammenhänge des Wasserhaushalts, speziell im Hinblick auf den Grundwasserschutz, berücksichtigt und Ansätze für umweltverträgliche Nutzungen entwickelt werden. Hierzu muß sich der Koordinierungsauftrag der Raumordnung zukünftig von der bloßen Flächenzuweisung mit dem Leitbild einer räumlich-funktionalen Arbeitsteilung auf querschnittsorientierte, komplexe Nutzungskonzepte verlagern. Solche Nutzungskonzepte müssen sowohl die Vernetzung von dezentralen und, wo erforderlich, zentralen Wasserversorgungs-, Regenwasserbewirtschaftungs- und Abwasserentsorgungssystemen umfassen als auch eine für den Grundwasserschutz verträgliche Standortsteuerung wassergefährdender Planungen (z. B. Gewerbegebiete, Rohstoffabbau) und Anlagen.

Darüber hinaus fordert der Umweltrat mit Nachdruck, daß die Raumplanung auf allen Ebenen ihre Umweltziele inhaltlich, räumlich und zeitlich präzisiert und mit jeder Ebene zunehmend operationalisierbar formuliert (vgl. SRU, 1996, Tz. 68 ff. und 75).

Für eine verbesserte Einbeziehung wasserfachlicher Belange in die Landes- und Regionalplanung emp-

fiehlt der Umweltrat die Entwicklung eines Gliederungskonzeptes für die Raumplanung, das einheitlichen Mindestkriterien beziehungsweise -anforderungen genügt. Für den Grundwasserschutz empfiehlt der Umweltrat insbesondere, konkrete Ansätze zur Gefährdungsabschätzung als Grundlage für die Ausweisung von Grundwasservorranggebieten zu entwickeln. Diese sollen durch die wasserwirtschaftliche Rahmenplanung festgelegt werden (Tz. 299). Des weiteren sollten Standorte und Schutzgebiete oberflächen- und grundwasserabhängiger Ökosysteme berücksichtigt werden. Dazu sind die Ergebnisse der jeweiligen Stufe der Landschaftsplanung und anderer naturschutzbezogener Planungen zu beachten.

299. Der Umweltrat schlägt vor, die Kategorie „Grundwasservorranggebiet" bundeseinheitlich speziell für den Grundwasserschutz mit der Verbindlichkeit eines abschließend abgewogenen Zieles der Raumordnung einzuführen. Dabei sollte die Gebietskategorie mit der Zielsetzung verknüpft werden können, Grundwasservorkommen vorsorgend sowohl für die künftige Trinkwassergewinnung als auch für die Sicherung ökologischer Funktionen zu schützen.

Der Umweltrat definiert die Gebietskategorie wie folgt:

Grundwasservorranggebiete sind Gebiete mit empfindlichen (potentiell gefährdeten) überregional oder regional bedeutsamen Funktionen für den (Landschafts-)Wasserhaushalt und mit empfindlichen grundwasserabhängigen Ökosystemen und/oder mit qualitativ und quantitativ geeigneten Grundwasservorkommen, die zur langfristigen Sicherung des Landschaftswasserhaushaltes und der Wasserversorgung benötigt werden.

Diese Definition ist vereinbar mit der allgemeinen Gebietskategorie des Vorranggebietes, die nunmehr in § 7 Abs. 4 Nr. 1 ROG verankert ist. Die Ausweisung solcher Gebiete entspricht dem Vorsorgegebot des § 1 Abs. 1 S. 2 Nr. 2 ROG.

Zur Ausweisung von Grundwasservorranggebieten empfiehlt der Umweltrat, auf der Grundlage einer einheitlichen Grundwassersystematik (Grundwassereinheiten, Kap. 5.3) und einer methodisch vergleichbaren Gefährdungsabschätzung des Grundwassers (Tz. 280) Gebiete mit empfindlichen Grundwasservorkommen zu ermitteln. Eine solche Bewertung der Grundwassergefährdung, die sowohl die Trinkwassernutzung als auch ökologische Aspekte einbezieht, sollte im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung vorgenommen werden (Abschn. 5.4.2.4). Die Ergebnisse sollten der Raumplanung als Fachinformation zur Verfügung gestellt werden. Auf dieser Grundlage sollte die Raumplanung Grundwasservorranggebiete ausweisen. Da zu sichernde Grundwasservorkommen und grundwasserabhängige Ökosysteme Planungsregionen und vor allem Ländergrenzen überschreiten können, ist eine Koordination der Systematik von Grundwassereinheiten und der Methodik zur Ausweisung von Grundwasservorranggebieten dringend zu empfehlen. Die in manchen Ländern bereits bestehende Orientierung der Gewässerverwaltung an Flußgebietseinheiten, die auch dem Vorschlag für eine EU-Wasserrahmenrichtlinie (KOM(97) 49) zugrunde liegt, sollte dabei auch an die Belange von Grundwasserschutz und -bewirtschaftung angepaßt werden (Tz. 274).

Der Umweltrat betont in diesem Zusammenhang, daß er sich der Grenzen dieses raumplanerischen Instruments bewußt ist; denn mit der regionalplanerischen Festsetzung dieser Gebietskategorie können lediglich bestimmte behördliche Entscheidungen wie die Ausweisung eines Gewerbegebietes oder der Bau einer Verkehrstrasse oder anderer genehmigungsbedürftiger Vorhaben, beeinflußt werden, nicht jedoch die landwirtschaftliche Bodennutzung und die damit verbundenen, überwiegend stofflichen Belastungen (HÜBLER et al., 1996, S. 22 ff.). Die Bodennutzung kann erst durch die fachrechtliche Festsetzung eines Wasserschutzgebietes durch eine Rechtsverordnung, die gegenüber jedermann verbindlich ist, geregelt werden (s. Kap. 5.2).

300. Die räumliche Gesamtplanung ist bei der Erfüllung ihres eigenen Beitrags zum Grundwasserschutz wesentlich auf die Informationen der wasserwirtschaftlichen Fachplanung angewiesen. Deshalb ist auch aus der Sicht der Raumplanung zu fordern, eine Kartierung der Grundwasservorkommen und eine flächendeckende Gefährdungsabschätzung vorzunehmen (Tz. 320).

5.4.2 Beitrag der wasserwirtschaftlichen Fachplanung

5.4.2.1 Übersicht über vorhandene wasserwirtschaftliche Planungsinstrumente

301. Für den Schutz des Grundwassers kommt eine Reihe von wasserrechtlich normierten Planungsinstrumenten in Betracht, die von wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen und Bewirtschaftungsplänen über Abwasserbeseitigungspläne bis hin zu Schutzgebietsausweisungen reichen, wobei allerdings der Planungscharakter von Schutzgebietsausweisungen als umstritten gilt (HOFFMEISTER, 1992). Der Abwasserbeseitigungsplan soll im weiteren nicht untersucht werden, weil er aus dem hier gewählten Blickwinkel des Grundwasserschutzes lediglich den Belastungspfad über das Oberflächengewässer abdeckt und damit eine geringere Bedeutung hat als die anderen wasserwirtschaftlichen Fachpläne.

302. Neben diesen durch das Wasserhaushaltsgesetz geregelten Plänen beziehungsweise Schutzgebietsausweisungen sind in der Planungspraxis auf Landes- und Regionalebene zahlreiche Fach-, Sonder- und Generalpläne entwickelt worden, welche unter anderem die Lösung örtlich oder regional begrenzter Problemstellungen zum Gegenstand haben und grundsätzlich auch für den Grundwasserschutz geeignet sind. Interessant sind in diesem Zusammenhang vor allem neuere fachplanerische Entwicklungen wie Aktionsprogramme, Zieleplanungen und fachorientierte Pläne. Diese weisen zwar im Ansatz bestimmte Parallelen zu Rahmen- und Bewirtschaftungsplänen auf, haben aber entsprechend den jeweiligen länderspezifischen Problemstellungen andere konzeptionelle Schwerpunkte und zum Teil

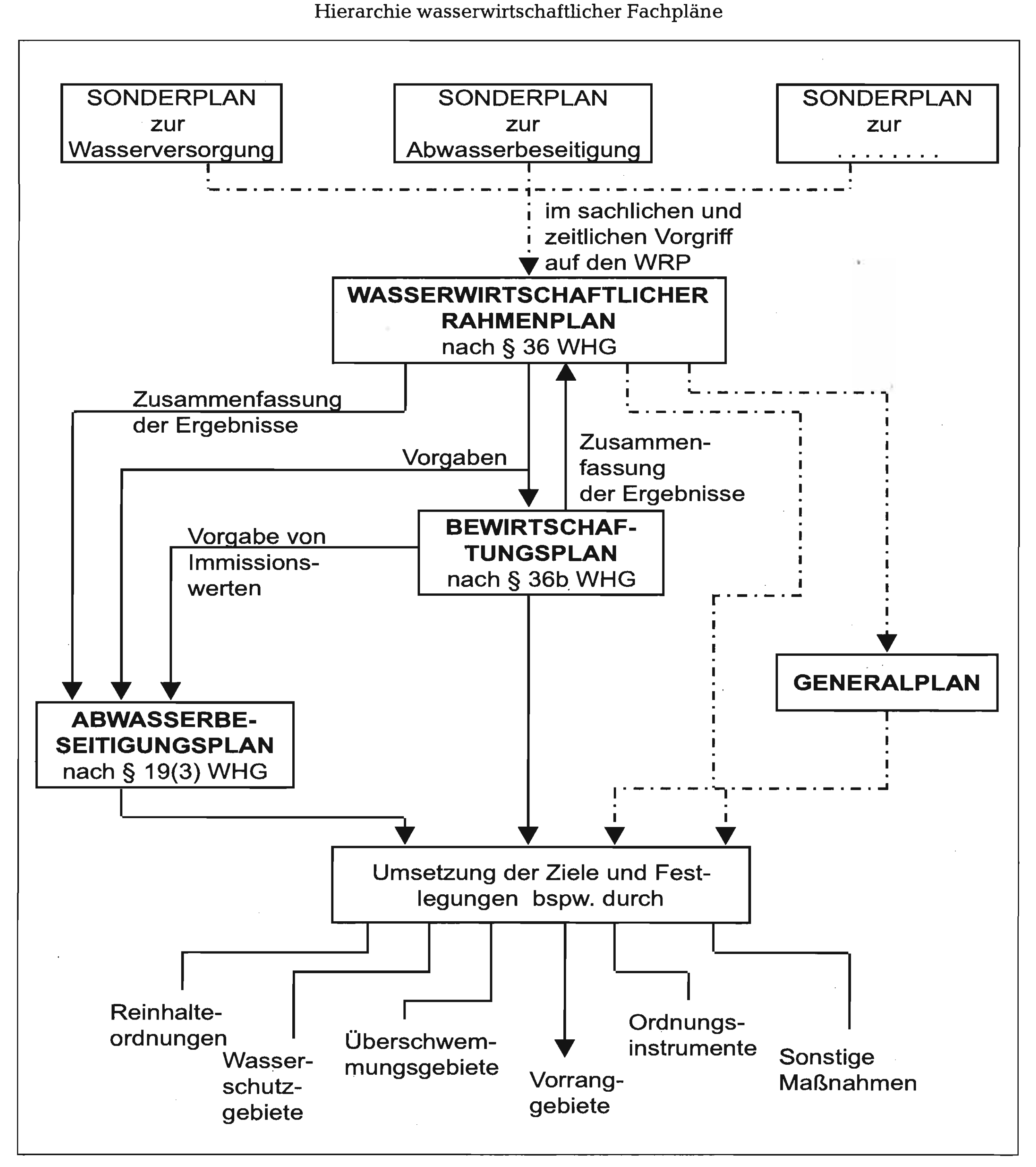
eine stärkere ökologische Zielsetzung. Zu nennen sind hier länderspezifische Fachpläne sowie Einzelpläne und -programme (s. a. HEIL, 1993; HOFFMEISTER, 1992).

303. Über die räumliche Gesamtplanung und die wasserwirtschaftlichen Fachplanungen hinaus haben andere umweltbezogene Planungen, wie die Landschaftsplanung (Tz. 306), Bedeutung für den Grundwasserschutz; umgekehrt können die Ergebnisse der Fachplanung für Umweltverträglichkeitsprüfungen genutzt werden (siehe Abb. 5.4.2-1).

Die im WHG normierten Planungsinstrumente werden nachfolgend einer kritischen Würdigung dahin gehend unterzogen, inwieweit sie zum Schutz des Grundwassers in Frage kommen.

Abbildung 5.4.2-1

Hierarchie wasserwirtschaftlicher Fachpläne



Quelle: HOFFMEISTER, 1992, S. 130

5.4.2.2 Wasserwirtschaftliche Rahmenpläne

304. Zur Sicherung der notwendigen wasserwirtschaftlichen Voraussetzungen für die Entwicklung der Lebens- und Wirtschaftsverhältnisse sollen die Länder gemäß § 36 Abs. 1 WHG wasserwirtschaftliche Rahmenpläne aufstellen. Nach dieser Regelung besteht grundsätzlich ein Planungsgebot. Der Rahmenplan soll die großräumigen wasserwirtschaftlichen Zusammenhänge und Abhängigkeiten in einem Flußgebiet oder Wirtschaftsraum lediglich darstellen und damit die Beurteilung der künftigen Auswirkungen von wasserwirtschaftlichen Gegebenheiten und Veränderungen ermöglichen; das heißt, im Rahmenplan werden keine endgültigen Handlungskonzepte vorgeschlagen, sondern lediglich die vorhandenen Möglichkeiten zur Ausnutzung des Wasserdargebots aufgezeigt. Als Bindeglied zwischen der Raumordnung und Landesplanung einerseits sowie den wasserwirtschaftlichen Fachplanungen andererseits stellt der wasserwirtschaftliche Rahmenplan zugleich einen fachplanerischen Beitrag zur Verwirklichung der Ziele und Grundsätze der Raumordnung dar (s. Abb. 5.4.2-1). Der wasserwirtschaftliche Rahmenplan ist als eine umfassende Informationsgrundlage und planerische Leitlinie für die räumliche Gesamtplanung (Tz. 283 ff.) und für die Planung der Wasserwirtschaftsbehörden zu verstehen. Aus § 36 Abs. 1 WHG wird abgeleitet, daß die wasserwirtschaftliche Rahmenplanung auch auf die Bedürfnisse der Landschaftspflege, der Erholung und des Städtebaus einzugehen hat und damit partiell mit Inhalten der Landschaftsplanung korrespondiert.

305. Neben den wassermengenwirtschaftlichen Aspekten, die in der Planungspraxis deutlich überwiegen, können in einem Rahmenplan zumindest die Ziele der Gewässerreinhaltung und mögliche Maßnahmenalternativen vorgeschlagen werden, auf deren Basis weitere Entscheidungen und Fachplanungen wie die Bewirtschaftungspläne aufbauen, zum Beispiel mit einer Konkretisierung dieser Ziele und Festlegungen zur Umsetzung. Denn nach § 36 Abs. 2 Satz 1 WHG und nach den Richtlinien für die Aufstellung von wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen (GMBl. 1984, S. 239) muß der Rahmenplan neben dem nutzbaren Wasserschatz und den Erfordernissen des Hochwasserschutzes auch die Reinhaltung der Gewässer berücksichtigen. Speziell für den Grundwasserschutz von Bedeutung ist auch die Pflicht, zu untersuchen, welche Wasservorkommen und wasserwirtschaftlich wichtigen Gebiete und Räume vorsorglich gesichert werden sollten. Spätestens seit der 5. Novelle des Wasserhaushaltsgesetzes dürfte eine solche Untersuchung nicht nur unter dem Aspekt der (Trinkwasser-)Nutzung erfolgen, sondern auch unter Berücksichtigung der ökologischen Funktionen des Wassers (§ 1 a Abs. 1 WHG). Des weiteren wird in der Technischen Anleitung zur wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung (GMBl. 1984, S. 241) ausgeführt, daß im Rahmen der Darstellung des derzeitigen Zustands der Gewässer auch Ursachen für dessen Veränderung anzugeben sind. In Abhängigkeit von der erforderlichen Nutzung des Gewässers sollen Anforderungen an die künftige Beschaffenheit formuliert werden und schließlich ist zu untersuchen, durch welche Maßnahmen dieser Zustand zu erreichen ist, zum Beispiel durch Maßnahmen des vorbeugenden Gewässerschutzes und solche zum Schutz von Trinkwasserschutzgebieten. Vereinzelte Güte- und Vorsorgeaspekte des Gewässerschutzes sind in den Verwaltungsvorschriften zur Aufstellung der Rahmenpläne also enthalten.

306. Insgesamt ist allerdings festzustellen, daß die bisherigen Zielsetzungen und Vorgaben für die Lösung aktueller Gewässerschutzprobleme ökologische Gesichtspunkte (Betrachtung von Gewässern und Grundwasser als Bestandteil von Natur und Landschaft) sowie Fragen des Grundwasserschutzes und des Trinkwasserschutzes selbst nach Meinung der zuständigen Fachbehörden zu wenig berücksichtigen (HOLST et al., 1991). Das inhaltliche Anforderungsprofil der Richtlinien für die Aufstellung von wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen ist weitgehend auf die Perspektive der Wasserversorgung begrenzt, Querbezüge zu anderen Umweltfachplanungen, wie der Landschaftsrahmenplanung, sind bislang nicht aufgenommen worden, obwohl einige Länder bereits ökologische Belange berücksichtigen. So enthält etwa der Rahmenplan Main eine Betrachtung des Wassers als Bestandteil von Natur und Landschaft (AIGNER, 1995).

307. Bindungswirkung und Durchsetzungsmöglichkeiten der Rahmenplanung sind begrenzt. Der Rahmenplan ist aufgrund seines allgemeinen Charakters kein unmittelbar zur Ausführung bestimmter Plan, sondern bildet die Grundlage für die Entwicklung weiterer wasserwirtschaftlicher Pläne (z. B. Bewirtschaftungspläne) und für Maßnahmen und Entscheidungen der Wasserbehörden gegenüber Dritten (z. B. Erlaubnisse, Bewilligungen, Reinhalteordnungen, Wasserschutzgebiete etc.). Er hat den Charakter einer Verwaltungsvorschrift, die nur insoweit eine mittelbare Außenwirkung entfaltet, als sie Entscheidungsspielräume der Wasserbehörden beim Einsatz wasserrechtlicher Instrumente mit unmittelbarer Wirkung für Dritte beeinflußt. Räumlich relevante Aussagen der Rahmenplanung fließen meist im Rahmen der Fortschreibung von Landesentwicklungs- und Regionalplänen in die räumliche Planung ein und können so zu Zielen der Raumordnung und Landesplanung werden, beispielsweise durch die Ausweisung von Grundwasservorranggebieten (Tz. 290, 299).

308. Befragungen der Länder über den Stand der Aufstellung von wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen bestätigen, daß das Planungsgebot von den Ländern sehr unterschiedlich beachtet wird (SCHENK und KAUPE, 1998; HOLST et al., 1991; NEUMANN et al., 1990). Während in Niedersachsen eine flächendeckende Aufstellung von wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen erfolgt ist, wird in anderen Ländern mit unterschiedlicher Priorität an der Aufstellung von Rahmenplänen gearbeitet, oder es wurden statt der wasserwirtschaftlichen Rahmenpläne General- oder Sonderpläne, teilweise mit dem Charakter von wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen, erstellt. Bei den vorhandenen Rahmenplänen der einzelnen Länder sind deutliche Unterschiede festzustellen: angefangen von der Planungsdauer und Größe des Planungsraumes, über den Anlaß der Planung, bis hin zum in-

haltlichen Aufbau und der Schwerpunktsetzung (HOFFMEISTER, 1992, S.187 ff.).

309. Wasserwirtschaftliche Rahmenpläne können nur unter hohem personellen, finanziellen und zeitlichen Aufwand erstellt werden (s. a. HOLST et al., 1991). Damit beginnt ein für planerische Instrumente mit eingeschränkter Rechtsverbindlichkeit und fehlenden Durchsetzungsinstrumenten typischer Teufelskreis aus mangelnder Aktualität und Brauchbarkeit, daraus folgendem mangelnden politischen Interesse sowie personeller und finanzieller Schwächung dieser Planung, noch bevor sie sich beweisen konnte. Die eklatanten Vollzugsdefizite bei der Rahmenplanung sind weniger auf die inhaltlich unbefriedigende Ausgestaltung der Richtlinien als vielmehr auf die mangelnden politischen Signale und Zeitvorgaben der Bundesregierung zurückzuführen, so daß die Wasserbehörden der Länder mit geringem Engagement reagiert haben (s. HOFFMEISTER, 1992, S. 202). Für die Umsetzung der Rahmenplanung mußten die Länder anfangs den Bund über die laufenden Aktivitäten unterrichten. Nach 1980 wurden aber keine weiteren Erhebungen oder Veröffentlichungen des Bundes hierzu mehr durchgeführt. Lediglich HOLST et al. (1991) machen eine Bestandsaufnahme und würdigen die Instrumente kritisch.

310. Aus den inhaltlichen Defiziten, der zum Teil fehlenden Umsetzung, dem hohen Verfahrensaufwand und in der Folge mangelnden Aktualität ergibt sich, daß die Rahmenplanung den Problemen des Gewässerschutzes unter den gegebenen Rahmenbedingungen nicht gerecht wird.

Wegen der genannten Schwächen sind einige Länder bereits dazu übergegangen, zum Teil nicht normierte Pläne als Sonder- oder Generalpläne oder länderspezifische Fachpläne und Einzelpläne aufzustellen (Tz. 302) und diese zum Beispiel zur Vergabe von Wasserrechten, zur Ausweisung von Grundwasserschutzgebieten oder zur Renaturierung von Gewässern zu nutzen (im Saarland z. B. mit Hilfe eines „Ökologischen Wasserversorgungskonzepts").

5.4.2.3 Bewirtschaftungspläne

311. Im Unterschied zur wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung, die in erster Linie großräumige Aspekte der Wassermengenwirtschaft behandelt und als Informationsgrundlage für weitere Planungen und Entscheidungen dient, stehen bei der Bewirtschaftungsplanung Gütestandards einzelner Gewässer sowie die dafür erforderlichen Maßnahmen und damit inhaltliche und räumliche Konkretisierungen im Vordergrund. Der Wasserbewirtschaftungsplan kann zum Beispiel eine Wasserentnahme, eine Abwassereinleitung sowie Güteklassen eines Gewässers festlegen. Als immissions- und gewässerbezogenes Instrument der wasserwirtschaftlichen Fachplanung sollten Bewirtschaftungspläne vornehmlich die stoff- und emissionsbezogenen Anforderungen an das Einleiten von Abwasser (§ 7 a WHG) ergänzen.

312. Eine Verpflichtung zur Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen gemäß § 36b Abs. 2 WHG besteht dann, wenn oberirdische Gewässer oder Gewässerteile Nutzungen (i. w. Abwassereinleitern) dienen, die eine zu erhaltende oder künftige Wasserversorgung aus diesen Gewässern beziehungsweise Gewässerteilen beeinträchtigen können, oder bei denen es zur Erfüllung zwischenstaatlicher Vereinbarungen oder bindender Beschlüsse der Europäischen Gemeinschaft erforderlich ist.

Bei sonstigen Gewässern und beim Grundwasser verfügen die Behörden dagegen über ein weites Planungsermessen (§ 36 b Abs. 1 Satz 1 WHG). Die Planungsbefugnis ergibt sich aus dem Bewirtschaftungsgrundsatz des § 1 a WHG, auf den die oben genannte Vorschrift verweist. Danach können Bewirtschaftungspläne aufgestellt werden, wenn sie zur Ordnung des Wasserhaushaltes erforderlich sind oder wenn dem Schutz der Gewässer als Bestandteil des Naturhaushaltes Rechnung getragen werden soll. Besonders der letzte Gesichtspunkt schafft die Grundlage dafür, Bewirtschaftungspläne auch dann aufzustellen, wenn Maßnahmen erforderlich erscheinen, die Nutzung der Ressource Wasser so zu steuern, daß die Erhaltung der Gewässer als Bestandteil der Natur gewährleistet wird. Somit können bereits nach geltendem Recht ökologische Belange in die Bewirtschaftungspläne integriert werden.

Die Ausgestaltung der Pläne hat sich vornehmlich an den Leitsätzen des § 36 Abs. 1 Satz 1 WHG zu orientieren. Danach ist dem Schutz der Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts, der Schonung der Grundwasservorräte und den Nutzungserfordernissen Rechnung zu tragen. Für die Pflichtpläne ist darüber hinaus in § 36 b Abs. 3 WHG ein Katalog von Festlegungen verbindlich vorgeschrieben. So sind die Nutzungen des Gewässers, die angestrebten Gewässermerkmale, die dafür erforderlichen Maßnahmen und sonstige wasserwirtschaftliche Maßnahmen unter Berücksichtigung der natürlichen Bedingungen festzulegen. Nach der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift über den Mindestinhalt von Bewirtschaftungsplänen (GMBl. 1978, S. 466) sind zwar sowohl nutzungsunabhängige Gütemerkmale (u. a. Güteklasse, Sauerstoffgehalt, Temperatur, Biochemischer Sauerstoffbedarf) als auch nutzungsbezogene Merkmale aufzunehmen, soweit sie für bestimmte Nutzungen in Vorschriften der Europäischen Gemeinschaft (Tz. 318) oder anderer Rechtsvorschriften zwingend vorgeschrieben sind. Aber die inhaltlichen Anforderungen der Verwaltungsrichtlinien beziehen sich entgegen den Vorgaben des Wasserhaushaltsgesetzes lediglich auf den Wasserkörper und auf den Nutzungsaspekt. Damit werden ökologische Belange, Wirkungsbeziehungen zwischen Gewässer und Einzugsgebiet sowie Eigenschaften des Einzugsgebietes nicht berücksichtigt. Hier hält der Umweltrat eine Überarbeitung der Verwaltungsvorschriften für dringend geboten.

313. Die Bewirtschaftungspläne haben wie die wasserwirtschaftlichen Rahmenpläne den Charakter von Verwaltungsvorschriften. Im Unterschied zu den Rahmenplänen benennt das Wasserhaushaltsgesetz allerdings eine Reihe von Instrumenten zur Durchsetzung von Bewirtschaftungsplänen (u. a. den Widerruf von Erlaubnissen gem. § 7 Abs. 1 WHG und Bewilligungen gemäß § 12 WHG sowie von alten Rechten und alten Befugnissen, § 15 WHG, den Erlaß von

Reinhalteordnungen gemäß § 27 WHG oder sonstige im Bewirtschaftungsplan festgelegte Maßnahmen, § 36 b Abs. 5 WHG). Der Bewirtschaftungsplan ist ein zur Ausführung bestimmter Plan, der den Spielraum der Wasserbehörden bei einzelnen Entscheidungen konkretisiert. Sämtliche von der Wasserwirtschaftsverwaltung angestrebten Einzelmaßnahmen können dann im Bewirtschaftungsplan zusammengestellt und koordiniert werden (PETERS, 1988).

314. Obwohl sich der Bewirtschaftungsplan wegen der mit ihm verbundenen Konkretisierungsmöglichkeiten in besonderer Weise zur Lösung von Nutzungskonflikten und somit zum Schutz der Gewässer einschließlich des Grundwassers eignet, wird dieses Instrument in den einzelnen Ländern recht unterschiedlich genutzt (Tz. 306). Hervorzuheben ist, daß es bislang nur einen Grundwasserbewirtschaftungsplan gibt (HMUEJFG, 1997b).

Die Erforderlichkeit von Bewirtschaftungsplänen nach § 36 b Abs. 1 und 2 WHG ist von bestimmten standörtlichen Voraussetzungen abhängig, die in den Ländern unterschiedlich ausgeprägt sein und verschieden interpretiert werden können. Deshalb kann eine flächendeckende Bearbeitung nicht, wie bei der Rahmenplanung, als Vergleichsmaßstab herangezogen werden; eine Bewertung des quantitativen Standes der Planung ist ohne die Kenntnis der regionalen Nutzungskonflikte beziehungsweise Belastungssituationen somit nicht sinnvoll.

Bislang sind Bewirtschaftungspläne im wesentlichen auf der Grundlage von § 36 b Abs. 2 WHG erarbeitet worden, insbesondere dort, wo Emissionsanforderungen nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik nicht ausreichen und eine planmäßige Immissionsbetrachtung erforderlich ist, um den angestrebten Gütezustand der betreffenden Oberflächengewässer zu erreichen (s. HEIL, 1993). Die Verpflichtung, Bewirtschaftungspläne auch dort aufzustellen, wo es für die Aufrechterhaltung der Wasserversorgung nicht geboten erscheint, die Ordnung des Wasserhaushaltes es aber sonst erfordert (Tz. 312), wird kaum beachtet (s. Salzwedel, zit. in HOLST et al., 1991).

Für den Bereich des Grundwassers liegt der Grund für die zurückhaltende Aufstellungspraxis vor allem darin, daß die Wasserbehörden mancher Länder fürchten, das Leitziel eines flächendeckend vorsorgenden Grundwasserschutzes aufzugeben, wenn sie Bewirtschaftungspläne aufstellen und damit unterschiedliche Schutzgrade akzeptieren (SCHENK und KAUPE, 1998).

Neben dem Bewirtschaftungsplan werden in einzelnen Ländern auch wasserwirtschaftliche Fachpläne anderer Art aufgestellt. So wurde beispielsweise in Schleswig-Holstein das Instrument des Gewässerentwicklungsplans eingeführt, das vom Ansatz her mit einem Bewirtschaftungsplan vergleichbar ist, inhaltlich aber eine flächenbezogene und stärker ökologische Zielrichtung verfolgt. Im Gewässerentwicklungsplan werden zum Beispiel Maßnahmen empfohlen, die geeignet sind, diffuse Stoffeinträge im Einzugsgebiet zu verringern (z. B. gezielte Flächenstillegung, Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung, Uferrandstreifen) und die Renaturierung von Gewässern und ihrer Umgebung zu realisieren (HOLST et al., 1991).

315. Die Meinungen darüber, ob der Bewirtschaftungsplan überhaupt ein geeignetes Instrument zur Gewässersanierung und -entwicklung ist, reichen von einer grundsätzlichen Ablehnung bis hin zu einer deutlich positiven Einschätzung (s. HOLST et al., 1991). Angesichts der vorhandenen Hauptbelastungspfade (Tz. 41 ff.) ist nach Auffassung des Umweltrates bedeutsam, daß eine wasserwirtschaftliche Planung, die sich nur auf die Gewässerlinie bezieht, lediglich Einfluß auf die direkte Nutzung der Gewässer nimmt. Sie ist dagegen nicht geeignet, die diffusen Gewässerbelastungen, insbesondere aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung und aus der Atmosphäre, zu reduzieren und das Grundwasser im Sinne eines nachhaltigen Gewässerschutzes als Bestandteil des Naturhaushaltes zu schützen und die zu diesem Zweck erforderlichen ökologischen Betrachtungen anzustellen (vgl. HEIL, 1993).

Vor allem ist fraglich, ob die zur Umsetzung des Bewirtschaftungsplans verfügbaren Instrumente (Tz. 312) geeignet sind, den gerade im Hinblick auf diffuse, flächenhafte Stoffeinträge (u. a. Immissionen, landwirtschaftliche Aktivitäten) erforderlichen Flächenschutz im Einzugsgebiet eines Gewässers zu gewährleisten. Auch viele linienförmige und punktuelle Belastungen lassen sich nicht durch zusätzliche Anforderungen oder den Entzug von wasserrechtlichen Genehmigungen reduzieren (z. B. Kanalleckagen, Verkehr oder Altlasten, Havarien), weil sie nicht vorhersehbar und/oder ihre Quellen nicht genehmigungsbedürftig sind. Dem Bewirtschaftungsplan stehen über die Regelungspalette des Wasserhaushaltsgesetzes hinaus keine weiteren Durchsetzungsinstrumente zur Verfügung. Somit kann er selbstverständlich nur auf die Regelungsbereiche Einfluß nehmen, die Gegenstand der Wassergesetzgebung sind. Zentraler Ansatzpunkt für die Bewältigung der diffusen Stoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung ist nach Auffassung des Umweltrates eine standortangepaßte Nutzung (Kap. 5.2, Tz. 263 ff.). Darüber hinaus erfordern die Komplexität der Gewässerbelastung und die verschiedenen Nutzungsansprüche jedoch auch medienübergreifende und somit interdisziplinäre sowie unter Umständen interinstitutionelle Betrachtungen und Problemlösungen. Solche Ansätze werden aber von den bisherigen materiellen Mindestanforderungen an Bewirtschaftungspläne in keiner Weise berücksichtigt oder gar unterstützt (vgl. § 36 b Abs. 3 WHG sowie Allgemeine Verwaltungsvorschrift, GMBl. 1978, S. 466).

316. Gegen „alternative" Planungen nach dem Muster Schleswig-Holsteins, die als Reaktion auf Defizite des Instruments Bewirtschaftungsplan zu verstehen sind, ist allerdings einzuwenden, daß sie ebenfalls keine unmittelbare rechtliche Verbindlichkeit entfalten und ebensowenig in der Lage sind, Maßnahmen zur Verminderung von diffusen Stoffeinträgen auf direktem Wege umzusetzen. Den als Vorteil benannten geringen Abstimmungsaufwand der „neueren" Planungen ohne formalisiertes Beteili-

gungsverfahren (HOLST et al., 1991) betrachtet der Umweltrat eher mit Skepsis, denn ohne eine Beteiligung der für die Umsetzung zuständigen Fachbehörden (hier z. B. Agrarfachbehörden) haben Empfehlungen einer wasserwirtschaftlichen Planung zur Landnutzung nur wenig Aussicht auf Erfolg.

317. Das Wasserhaushaltsgesetz sieht nicht ausdrücklich Bewirtschaftungspläne für Grundwasser vor, schließt sie aber auch nicht aus (Tz. 311 f.). Angesichts der zunehmenden Belastung des Grundwassers liegt die Anwendung von Bewirtschaftungsplänen auch in diesem Bereich nahe. Grundsätzlich wäre ein Grundwasserbewirtschaftungsplan dazu geeignet, in Einzugsgebieten belastungsempfindlicher Grundwasserleiter mit regionalspezifischen Problemstellungen vorsorgeorientiert, detailliert und umsetzungsbezogen Ziele und Maßnahmen zum Schutz und zur Verbesserung der Grundwassergüte und des Grundwasserstandes, auch unter Wahrung ökologischer Belange, zu erarbeiten (vgl. § 36 b Abs. 3 WHG). Wasserbewirtschaftungspläne sollten nicht nur mengenwirtschaftliche Aspekte einer umweltgerechten Grundwasserförderung behandeln, sondern auch Aspekte der Gewässergüte beinhalten. Allerdings waren bisher die mengenbezogenen Problemstellungen Anlaß für Planaufstellungen. Zumindest wurden in den Bewirtschaftungsplänen der räumlich zugehörigen Oberflächengewässer spezifische Zielsetzungen und Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte festgelegt; diese decken aber nur einen Teil der Belastungspfade des Grundwassers ab.

Der Umweltrat muß feststellen, daß es noch keine verallgemeinerungsfähigen Erfahrungen und Kriterien für die Aufstellung von Grundwasserbewirtschaftungsplänen, insbesondere im Hinblick auf eine vorsorgende Sicherstellung der Grundwassergüte, gibt.

318. Bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt hätten Bewirtschaftungspläne einen wichtigen Stellenwert erlangen können, wenn Merkmale und Anforderungen, die sich aus internationalen Programmen (z. B. Nordseeschutzprogramm oder Aktionsprogramm Rhein) oder aus supranationalen Vorschriften der Europäischen Union ergeben, in der Praxis stärker berücksichtigt worden wären. So werden in zahlreichen, zur Zeit noch gültigen EG-Richtlinien „systematische Pläne", „Programme", oder „Nachweise" verlangt, mit Hilfe derer die Verwirklichung bestimmter Qualitätsziele für Oberflächengewässer und Trinkwasser erreicht oder kontrolliert werden soll (HEIL, 1993). Von besonderer Bedeutung für Bewirtschaftungsmaßnahmen sind die Qualitätsrichtlinien für Oberflächengewässer für die Trinkwasserversorgung (75/440/EWG), Badegewässer (76/160/EWG), Fischgewässer (78/659/EWG), Muschelgewässer (79/923/EWG) und die Nitratrichtlinie (91/676/EWG) sowie Verpflichtungen aus dem ECE-Übereinkommen vom 17. März 1992 zum Schutz und zur Nutzung grenzüberschreitender Wasserläufe und Seen.

319. Für die künftige europäische Wasserpolitik hat die Europäische Kommission im Entwurf der Wasserrahmenrichtlinie (KOM (97) 49 endg.) die Aufstellung von rechtsverbindlichen Management- beziehungsweise Bewirtschaftungsplänen für jede Flußgebietseinheit vorgeschlagen (Art. 16). Somit könnten Bewirtschaftungspläne in der Zukunft eine wichtige Bedeutung erlangen. Im einzelnen werden gefordert (Anhang VIII):

- die Erfassung und Bewertung der Eigenschaften des Einzugsgebiets,
- die Erfassung, Bewertung und Überwachung des Zustands der Oberflächengewässer und des Grundwassers des Einzugsgebiets,
- die Erfassung und Bewertung der nachteiligen Einflüsse auf den Zustand der oberirdischen Gewässer und des Grundwassers und
- die Erstellung und Umsetzung von Maßnahmenprogrammen im Rahmen des Flußgebietsmanagementplans.

BARTH (1997) und RECHENBERG (1997) kritisieren diese umfassenden Anforderungen an die Bewirtschaftungsplanung. Die Erfahrungen der Bundesländer mit der Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen zeigten bereits, daß der hohe Aufwand bei der Aufstellung oftmals im Mißverhältnis zum Nutzen für den Gewässerschutz gestanden hätte. Es bestünde die Gefahr, daß auch die künftigen Bewirtschaftungspläne zu Datenfriedhöfen würden, anstatt zu effektiven, zielorientierten Managementplänen. Bisherige Erfahrungen zeigen auch, daß die Erarbeitung von Bewirtschaftungsplänen wegen der notwendigen Datengrundlagen und des aufwendigen Abstimmungsverfahrens zu lange dauert und dadurch an mangelnder Aktualität leidet (HOLST et al., 1991). Als einen Ansatzpunkt zur Lösung dieses Problems schlägt BARTH (1997) den Einsatz moderner hydrologisch-wasserwirtschaftlicher Modelle und Instrumente vor. Grundsätzlich hält BARTH es trotz der Bedenken aber für richtig, die Bewirtschaftungspläne, allerdings im Sinne eines Managementplanes, zum zentralen Instrument einer modernen Wasserpolitik zu machen, denn nur die Gesamtschau aller Gewässerschutzprobleme im Einzugsgebiet erlaube,

- die maßgeblichen Belastungsquellen und Problempunkte richtig zu erfassen und zu bewerten,
- die Maßnahmen und die personellen Ressourcen zielgerichtet zu planen und zu priorisieren sowie
- eine problemorientierte Konfliktbewältigung mit anderen Politikbereichen (z. B. Agrarpolitik) durchzuführen.

Zum letzten Punkt muß der Umweltrat allerdings bemängeln, daß der Richtlinienentwurf keine klare Strategie gegen die Verunreinigung der Gewässer aus diffusen Quellen (u. a. Landwirtschaft, Luftschadstoffe) enthält (Tz. 251).

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß für einen Bedeutungszuwachs der Bewirtschaftungsplanung erhebliche Verbesserungen bei den inhaltlichen und verfahrensbezogenen Anforderungen sowie bei der Aufstellungsverpflichtung notwendig sind.

5.4.2.4 Ausweisung von Wasserschutzgebieten

320. Nach § 19 Abs. 1 WHG können Wasserschutzgebiete festgesetzt werden, soweit es das Wohl der Allgemeinheit erfordert. Gegenstand der Festsetzung sind neben Oberflächen- und Küstengewässern vor allem Grundwässer. Das Kriterium der Erforderlichkeit gilt sowohl für die räumliche Ausdehnung des Schutzgebietes als auch für Art und Umfang der Schutzanordnungen. Das konkret festzusetzende Wasserschutzgebiet hat nach allgemeiner Rechtsauffassung den Kriterien der Schutzbedürftigkeit, Schutzwürdigkeit und Schutzfähigkeit unter Abwägung der Belange der öffentlichen Wasserversorgung mit den privaten Belangen der durch die Wasserschutzgebietsfestsetzung Betroffenen zu entsprechen (zusammenfassend: KNOPP, 1995). Schutzanordnungen können, gestuft nach Zonen, Handlungsbeschränkungen, -verbote und Duldungsgebote (§ 19 Abs. 2 WHG) für Bodennutzungen (z. B. Landwirtschaft, Bau, Gewerbe, Industrie, Rohstoffgewinnung, Verkehr, Abfallbeseitigung) umfassen. Um den Rechtsanspruch auf ermessensfehlerfreie Schutzgebietsfestsetzung zu genügen, vor allem aber, um größere Akzeptanz bei den von Schutzanordnungen Betroffenen zu erzielen, kommt es darauf an, einen auf das konkrete Schutzbedürfnis und alle hydrogeologischen Gegebenheiten abgestimmten, individualisierten Katalog von Verboten und Beschränkungen für das Schutzgebiet zu erstellen. Deshalb wird gefordert, die Richtlinien des Deutschen Vereins des Gas- und Wasserfaches für Trinkwasserschutzgebiete (DVGW-Richtlinie W 101) und die länderspezifischen Muster-Wasserschutzgebietsverordnungen entsprechend den jeweiligen örtlichen Verhältnissen zu differenzieren und zu modifizieren (KNOPP, 1996).

Nach dem Wasserhaushaltsgesetz wird in anlagenabhängige (§ 19 Abs. 1 Nr. 1) und anlagenunabhängige Schutzgebiete (§ 19 Abs. 1 Nr. 2, 3) unterschieden. Diese Unterscheidung hat raumbedeutsame Auswirkungen, weil anlagenunabhängige Gebiete um ein Mehrfaches größer sein können als Gebiete zum Schutz von Anlagen. Letztere dienen dem Schutz von Gewässern im Interesse der bestehenden oder künftigen Wasserversorgung. Der Ansatzpunkt für diese Art von Schutzgebiet ist die konkrete Wassergewinnungsanlage. Soweit es um die Sicherung der künftigen Wasserversorgung geht, muß das Gebiet wenigstens schon in einen allgemeinen wasserwirtschaftlichen Plan, wie den Rahmen- oder Bewirtschaftungsplan, aufgenommen worden sein. Anlagenunabhängige Schutzgebiete können festgesetzt werden, um Grundwasser anzureichern oder das Abschwemmen und den Eintrag von Bodenbestandteilen, Dünge- und Pflanzenbehandlungsmitteln in Gewässer zu verhüten. Hier setzt der Gesetzgeber nicht bei der Wasserversorgung, sondern beim Gewässer als solchem an (PETERS, 1988). § 19 Abs. 1 Nr. 3 WHG schafft die Möglichkeit, im Rahmen des Erforderlichen die Ausweisung von (Grund-)Wasserschutzgebieten an den ökologischen Belangen sowie an der Vorsorge zu orientieren. Die Ausweisung im alleinigen ist zwar auf bestimmte konkrete Schutzziele beschränkt, jedoch nicht an die bestehenden oder konkret vorhersagbaren Erfordernisse der öffentlichen Wasserversorgung gebunden, so daß auch rein vorsorgliche Ausweisungen zulässig sind (ROTH, WHG, § 19 Rdnr. 5).

Bei einer konsequent standortgerechten Landnutzung sowie einer entsprechenden Auslegung der „guten fachlichen Praxis" sieht der Umweltrat aber keinen Bedarf mehr für anlagenunabhängige Schutzgebiete.

5.4.2.5 Vorschläge zur Verbesserung des Grundwasserschutzes in der Fachplanung

321. Der Umweltrat kommt zu der Schlußfolgerung, daß bei der Erabeitung der einzelnen im Wasserhaushaltsgesetz normierten wasserwirtschaftlichen Pläne in der Praxis deutliche Defizite bestehen, und daß zum Teil auf nichtförmliche Planungen ausgewichen wird. Beides sind Hinweise auf eine mangelnde Akzeptanz der wasserrechtlichen Planungsinstrumente. Ursachen hierfür sind unter anderem der hohe Verfahrensaufwand, die zum Teil fehlende Verpflichtung zur Aufstellung der Pläne, inhaltliche Mängel und die zum Teil mangelnde Wirksamkeit der Planungsinstrumente. Offenbar legt der Gesetzgeber auch kein besonderes Gewicht auf die wasserwirtschaftliche Planung, weil eine Vollzugskontrolle nicht gesetzlich vorgesehen ist; der Stand der Planungen wird trotz zum Teil bestehender Berichtspflichten der Länder nicht fortlaufend erfaßt.

Ausgehend von der Überlegung, daß eine koordinierend steuernde Planung für den Grundwasserschutz nach wie vor notwendig ist (Tz. 282), stellt sich die Frage, inwieweit eine Modernisierung des Planungsinstrumentariums eher dem Ziel eines dauerhaft umweltgerechten und vorsorgeorientierten Gewässerschutzes gerecht werden können, und welche Maßnahmen dafür im einzelnen erforderlich sind. Dabei sind auch die Gesamtstruktur der wasserwirtschaftlichen Planungen und deren Verhältnis zu räumlichen Gesamtplanungen sowie zu anderen Fachplanungen und zur Umweltverträglichkeitsprüfung zu berücksichtigen.

322. Die Überwindung der vielfältigen Probleme des Grundwasserschutzes kann nach Auffassung des Umweltrates nur gelingen, wenn

- eine fachübergreifend koordinierend steuernde Planung erfolgt,
- eine Verwaltungsgrenzen überschreitende und auf Einzugsgebiete beziehungsweise Grundwassereinheiten bezogene Planung durchgesetzt wird,
- sich die Planung von technischen Einzelfragen löst und
- über den Nutzungsaspekt hinaus von vornherein ökologische Belange integriert und somit eine ganzheitliche Betrachtungsweise verfolgt wird.

Wegen der begrenzten Reichweite wasserwirtschaftlicher Planungen ist für deren Umsetzung eine Arbeitsteilung zwischen den Fach- und den Regionalplanungsbehörden sowie zugleich eine Koordination

der verschiedenen Gewässerschutzmaßnahmen auf der Grundlage der wasserwirtschaftlichen Planung zu empfehlen. Bezogen auf das Grundwasser muß es Aufgabe der wasserwirtschaftlichen Planung sein, Wege und Aufwand zur Sicherung oder Erreichung eines anthropogen möglichst unbeeinflußten Grundwassers aufzuzeigen.

323. Auch wenn die wasserwirtschaftliche Planung in der Praxis deutlich Defizite aufweist, hält der Umweltrat im Rahmen eines flächendeckenden Grundwasserschutzes an den wesentlichen Elementen eines wasserwirtschaftlichen Planungssystems fest (vgl. HOLST et al., 1991; SCHULTZ-WILDELAU, 1989). Dabei geht der Umweltrat von folgenden Elementen aus:

- landesweites Programm mit Zielvorgaben für künftiges wasserwirtschaftliches Handeln in verschiedenen Aufgabenfeldern (z. B. Schutz und Gestaltung der Oberflächengewässer, Schutz des Grundwassers, Wasserentnahme, Abwasserbehandlung)
- wasserwirtschaftliche Rahmenpläne (regionale Ebene) und Etablierung wasserwirtschaftlicher Informationssysteme und nichtförmlicher Teilpläne
- Bewirtschaftungspläne für Problemstellungen in bestimmten Teilräumen
- Abwasserbeseitigungspläne.

Zur Bewältigung der Aufgaben des Grundwasserschutzes sind allerdings erhebliche Modifizierungen der einzelnen Elemente des wasserwirtschaftlichen Planungssystems erforderlich.

324. Grundlage eines solchen modifizierten Planungssystems sollte ein bundesweites, für die verschiedenen Fragestellungen des Grundwasserschutzes nutzbares *wasserwirtschaftliches Informationssystem* sein (zu den Inhalten s. Tz. 331). Langfristig dienen wasserwirtschaftliche Informationssysteme der Reduzierung der Arbeitsbelastung und der Verfahrensdauer der Planungen. Darüber hinaus erleichtern sie die Abschätzung potentieller Konflikte mit anderen Fachplanungen oder Nutzungen. Voraussetzung dafür ist allerdings, daß ein wasserwirtschaftliches Informationssystem in ein – soweit geplant oder vorhanden – landesweites Umweltinformationssystem integriert wird. Zwar existieren für den Bereich der Wasserwirtschaft bereits zahlreiche Informationssysteme zur Aufbereitung von Daten, aber diese Systeme sind bislang lediglich in der Lage, regionale Ist-Zustände zu beschreiben und die Daten fachbezogen aufzubereiten (OSTROWSKI und OBERMANN, 1997). Deshalb sollte an einer räumlichen und inhaltlichen Erweiterung des Aufgabenspektrums im Sinne der Empfehlungen des Umweltrates (Tz. 331) gearbeitet werden. Auch sollte dringend eine umfassende Übersicht über die vorhandenen wasserwirtschaftlich relevanten Datenbestände in Deutschland erstellt werden, um Weiterentwicklungs- und Ergänzungsvorschläge machen zu können, die für bundesweite Aufgabenstellungen von Bedeutung sind (z. B. Entwicklung von Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung, Aufbau der ökologischen Umweltbeobachtung).

325. Der Umweltrat sieht eine wesentliche Aufgabe der künftigen wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung auf der Grundlage von wasserwirtschaftlichen Informationssystemen darin, einen flächendeckenden Überblick über vorhandene Gefährdungspotentiale der Gewässer und über gefährdete gewässerabhängige Ökosysteme und Nutzungsbereiche zu vermitteln. Speziell im Hinblick auf den Grundwasserschutz sollte auf dieser Planungsebene eine Analyse und Bewertung der Gefährdungspotentiale des Grundwassers unter Berücksichtigung der Belastungsempfindlichkeit des Gesamtsystems ungesättigte Zone/oberster Grundwasserleiter (Tz. 280) vorgenommen werden. Neben der Nutzung des Wassers und des Bodens sowie dessen Nutzungsgeschichte sind im Planungsraum die wichtigen Stoffeintragspfade und Stoffeinträge zu erfassen.

Diese Analyse und Bewertung der Gefährdungspotentiale soll schließlich als Grundlage für eine vorsorgeorientierte Ausweisung von Grundwasservorranggebieten im Rahmen der Regionalplanung (Tz. 290) dienen. Daneben sollte sie als Informationsgrundlage für Umweltverträglichkeitsprüfungen genutzt werden.

Die Vorsorgefunktion der Rahmenplanung und ihre konkrete Aufgabenstellung verlangen nach Auffassung des Umweltrates eine flächendeckende Erarbeitung dieser Pläne im gesamten Bundesgebiet. Die Festlegung der jeweiligen Planungsräume sollte unter Berücksichtigung der empfohlenen Grundwassereinheiten und -untereinheiten erfolgen (Tz. 276 ff.).

Zur Erfüllung der veränderten Aufgabenstellung und wegen der bisher aufgetretenen Defizite der wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung sind die rechtlichen Vorschriften, insbesondere die Richtlinien für die Aufstellung von wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen, zu überarbeiten. Wichtigste Forderungen sind die Neustrukturierung der Inhalte im Hinblick auf die ökologischen Funktionen des Wassers und eine zusätzliche Schwerpunktsetzung bezüglich des Grundwasserschutzes. Daneben sind Aspekte der Gewässergüte in den rechtlichen Vorgaben zu konkretisieren. Ferner bedarf es der Klarstellung, welchen Zielsetzungen beziehungsweise Aufgabenstellungen die Rahmenplanung künftig dienen soll. Insbesondere zur Berücksichtigung der ökologischen Belange und des Querschnittscharakters der Problemstellungen des Gewässerschutzes sollten Querbezüge zu anderen Umweltfachplanungen, zum Beispiel zur Landschaftsrahmenplanung und zu Bodenschutzkonzepten, beachtet und in die wasserwirtschaftliche Rahmenplanung aufgenommen werden.

326. Nach Auffassung des Umweltrates wird der *Bewirtschaftungsplan* weiterhin eine gewisse Bedeutung für den Schutz der Oberflächengewässer, in einzelnen Fällen auch für die Steuerung der Grundwasserentnahme und gegebenenfalls für die Sanierung von durch Grundwasserabsenkung geschädigten Gebieten haben. Einen Bedeutungszuwachs könnte der Bewirtschaftungsplan erlangen, wenn der Entwurf der europäischen Wasserrahmenrichtlinie in der vorliegenden Fassung verabschiedet wird (Tz. 274). Dagegen ist eine Ausweitung dieses Planungsinstru-

mentes auf einen vorsorgenden Grundwasserschutz, insbesondere im Hinblick auf die Grundwassergüte, dann nicht erforderlich, wenn es gelingt, im Rahmen des flächendeckenden Grundwasserschutzes vor allem die diffusen Stoffeinträge deutlich zu senken. Beeinträchtigungen, die von Anlagen ausgehen, muß durch Festsetzung von Wasserschutzgebieten und durch den Erlaß entsprechender Schutzanordnungen entgegengewirkt werden.

327. Eine Aufwertung des Instrumentes in den bisherigen Aufgabenfeldern kann nur erfolgen, wenn die oben beschriebenen Defizite behoben werden: Bewirtschaftungspläne sollten in Teilräumen der Rahmenplanung aufgestellt werden, in denen besondere Nutzungskonflikte auftreten. Je nach Differenzierungstiefe der Flußeinzugsgebiete oder Grundwassereinheiten sowie in besonderen Problemfällen kann der Bewirtschaftungsplan auch der Konkretisierung und Vertiefung eines gesamten Rahmenplanes dienen.

Die allgemeine Verpflichtung zur Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen sollte insbesondere im Hinblick auf seine ökologische Dimension konkretisiert werden. Auch für den Bereich des Grundwassers sollten die Aufstellungsverpflichtungen in § 36 b WHG stellt werden. Darüber hinaus ist für den Bereich der Oberflächengewässer und den Bereich des Grundwassers die Formulierung von Kriterien zu empfehlen, die eine Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen erforderlich machen. Zu diesen Kriterien sollten die Ergebnisse der Gefährdungsabschätzung gehören, die bei der wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung durchgeführt wird.

Zur Vereinheitlichung und Vereinfachung der Erarbeitung von Bewirtschaftungsplänen ist schließlich die Allgemeine Verwaltungsvorschrift über den Mindestinhalt von Bewirtschaftungsplänen zu überarbeiten und vor allem um ökologische Aspekte zu erweitern. Neben einer Mustergliederung sind Entscheidungshilfen zu entwickeln, die es ermöglichen, den Bewirtschaftungsplan auf die jeweils notwendigen Inhalte zu reduzieren. Die Bewirtschaftungspläne sollten zum Beispiel künftig auch die Erfüllung der Funktionen der Gewässer als Bestandteil des Naturhaushaltes berücksichtigen. Angesichts des Belastungsspektrums sind die Betrachtung der Gewässer über den rein aquatischen Bereich hinaus auf das Einzugsgebiet auszudehnen, das Spektrum der stofflichen Parameter zu ergänzen sowie geomorphologische und strukturelle Merkmale hinzuzufügen. Zudem ist der Maßnahmenteil auf die Gestaltung der Gewässer (vgl. das Beispiel der Gewässerentwicklungspläne, Tz. 316), auf die Bodennutzung, insbesondere die landwirtschaftliche, sowie auf die vorsorgende Unterschutzstellung von Gewässern und Einzugsgebieten auszudehnen.

Der Bewirtschaftungsplan sollte sämtliche wasserwirtschaftliche und mit diesen zusammenhängenden Maßnahmen, die erforderlich sind, um die Zielvorgaben des Rahmenplans zu erreichen, aufführen und räumlich zuordnen. Je nach Problemlage und Untersuchungsmöglichkeiten sind die Zielvorgaben des Rahmenplanes räumlich und inhaltlich zu präzisieren. Wegen ihrer Maßstabsebene bieten Bewirtschaftungspläne die Möglichkeit, die für den Gewässerschutz notwendigen Regelungen und Maßnahmen an die örtlichen Besonderheiten (Boden, geologische und hydrologische Standortverhältnisse, Boden- und Gewässernutzung) anzupassen und somit über die flächenübergreifend angewandten Maßnahmen (Tz. 304 ff.) hinaus in bestimmten Problembereichen ziel- und problemorientiert vorzugehen.

Wegen des erhöhten Konkretisierungsgrades ist diese Planungsstufe ganz besonders auf eine interdisziplinäre Zusammenarbeit und auf die Unterstützung und Akzeptanz anderer Fachbehörden bei der Lösung der bestehenden Probleme angewiesen. Deshalb empfiehlt der Umweltrat, ein geregeltes Beteiligungsverfahren beizubehalten. Es ist aber zu prüfen, ob die Begleitung des Planungsprozesses durch eine interdisziplinäre und zwischenbehördliche Arbeitsgruppe den Beteiligungsprozeß von Anbeginn straffen, inhaltlich verbessern und somit effektiver gestalten kann. Neben den relevanten Fachbehörden sollten auch Vertreter der betroffenen Kommunalverwaltungen, der Bezirksregierungen beziehungsweise Regierungspräsidien sowie von Wasserverbänden beteiligt werden. Für eine ökologisch ausgerichtete Bewirtschaftungsplanung ist insbesondere eine enge Zusammenarbeit mit der Landschaftsplanung anzustreben.

Hervorzuheben ist, daß von den wasserwirtschaftlichen Planungsinstrumenten insbesondere der Bewirtschaftungsplan wegen seiner Maßstabsebene als Informationsgrundlage für Umweltverträglichkeitsprüfungen dienen kann.

328. Mit Hilfe des vorgelagerten wasserwirtschaftlichen Informationssystems und der Verpflichtung zur flächendeckenden Aufstellung von wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen kann die Bewirtschaftungsplanung von der Bestandsaufnahme entlastet werden. Zur Klärung bestimmter Fragestellungen sollte sie allerdings von höherwertigen Planungsmethoden und -modellen, wie hydrologischen Modellen, Strömungs- und Transportmodellen, Gebrauch machen (Tz. 333). Um die Auswahl und Anwendung solcher Planungswerkzeuge zu erleichtern, hat der Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V. (BWK) eine Arbeitsgruppe beauftragt, einen Leitfaden und ein beratendes Informationssystem für die wasserwirtschaftliche Planung zu erarbeiten (OSTROWSKI und OBERMANN, 1997).

Dieses Informationssystem soll insgesamt zur Straffung, Ordnung und Effektivierung der wasserwirtschaftlichen Planung beitragen, Überschneidungen aufzeigen und Defizite erkennen lassen. Überdies werden Hinweise auf Deregulierungspotentiale erwartet. Die Erkenntnisse dieser Arbeiten sollten unter anderem für die Überarbeitung der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift über den Mindestinhalt von Bewirtschaftungsplänen genutzt werden.

Um etwaige verbleibende Gefahren für die Trinkwasserversorgung durch Beeinträchtigungen zu vermeiden oder zumindest zu vermindern, sollten auch weiterhin Wasserschutzgebiete ausgewiesen werden. Der Umweltrat sieht diese trotz ihres räumlich

differenzierten Ansatzes als notwendige Ergänzung eines ansonsten weitgehend flächendeckenden Grundwasserschutzes an.

Widerständen gegen die Schutzgebietsausweisung soll nach Vorstellungen des Umweltrates dadurch entgegengewirkt werden, daß die Region die Befugnis erhält, Wasserrechte zu verleihen und Einnahmen aus dem Verkauf der Förderrechte zu erzielen (vgl. Tz. 239 ff.). Für den Fall, daß private Interessen von ergänzenden Schutzanforderungen in Wassererfassungsgebieten unzumutbar beeinträchtigt sind, wird empfohlen, diese aus den Einnahmen für Wasserentnahmerechte zu kompensieren.

5.5 Anforderungen an die Grundwasserüberwachung

329. Die Grundwasserüberwachung ist wesentliches Instrument für die Umsetzung des vorsorgenden Grundwasserschutzes und für die nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung. Zur Zustandsbeschreibung von Grundwasserstand und -beschaffenheit sowie zur Kontrolle der Wirksamkeit umweltpolitischer Maßnahmen in Deutschland sind bundesweit vereinheitlichte, repräsentative, tragfähige Daten notwendig. Solange die Länderdaten nicht oder nur unter Einschränkungen vergleichbar sind, haben Grundwasserbeschaffenheitsdaten, die beispielsweise im Rahmen der Berichtspflicht gegenüber der Europäischen Union weitergegeben werden, wenig Aussagekraft. Ohne Zweifel werden die Berichtspflichten des Bundes gegenüber der EU in den kommenden Jahren zunehmen. Auch für die Erarbeitung nationaler und internationaler Regelungen zum Schutz des Grundwassers sind länderübergreifende, einheitlich konzipierte Grundwassermeßnetze und Meßprogramme erforderlich. Einige Länder verfügen bereits über weit entwickelte Grundwasserüberwachungssysteme, in die auch Informationen aus grundwasserrelevanten Bereichen (anthropogene Einflüsse) einfließen. Zur Schaffung einer effizienten, auf einheitlichen Grundlagen aufgebauten Grundwasserüberwachung werden nachfolgend Modifikationen und Ergänzungen hinsichtlich Ausbau und Betrieb der Meßnetze und der Gestaltung der Meßprogramme empfohlen (s. Rahmenrichtlinien LAWA, 1993; DVWK, 1993 und 1990a; DVGW, 1988).

Die landesweite Überwachung des Ist-Zustandes von Grundwasserflurabständen und -beschaffenheit und deren Entwicklung erfordern ein repräsentatives, zeitnahes und funktionsfähiges Meßnetz. Hierfür sind folgende Aspekte zu beachten:

- Optimierung der Meßnetze mit Orientierung an den Grundwassereinheiten/-untereinheiten (Zuordnung der Meßstellen)
- Schließen von Beobachtungslücken, um einen flächenrepräsentativen Überblick über die Grundwasserbeschaffenheit der Grundwassereinheiten/-untereinheiten zu ermöglichen; Verdichtung der Meßnetze in besonders belastungsempfindlichen Bereichen und in regionalen Belastungsschwerpunkten sowie in Gebieten mit einheitlichen Böden und typischen Nutzungen innerhalb einer Grundwassereinheit/-untereinheit (Ableitung typischer Muster der Grundwasserbeschaffenheit)
- tiefenabhängige Untersuchungen für die Erfassung von räumlichen und zeitlichen Konzentrationsänderungen (z. B. meteorologische Einflüsse in oberflächennahen Grundwasserleitern)
- effektive Koordinierung der unterschiedlichen Überwachungsmeßnetze (staatliche Behörden, Wasserversorger, Eigenversorger, potentielle Emittenten).

330. Vereinheitlichte Meßprogramme und Probenahmen sind Voraussetzungen für eine bundesweite Situationsanalyse der Grundwasserbeschaffenheit und für die Beurteilung ihrer Entwicklung – insbesondere bezüglich diffuser Stoffeinträge – sowie für die Kontrolle der Wirksamkeit eingeleiteter Maßnahmen. Folgende Aspekte sind zu berücksichtigen:

- Festlegung von einheitlichen Mindestanforderungen bezüglich Parameterumfang, Häufigkeit, Turnus und Zeitpunkt der Beprobung für das Grundprogramm aller Länder
- Vereinheitlichung der Probennahmetechnik
- Sicherstellung einer ausreichenden Anzahl von Meßdaten für statistisch repräsentative Auswertungen
- Untersuchung von Indikatorparametern für bestimmte Belastungstypen, wie pH-Wert, Nitrat, Sulfat, als Hinweis auf die Versauerung; Nitrat, Ammonium und Pflanzenschutzmittelwirkstoffe als Indiz für landwirtschaftliche Nutzung; Bor als Hinweis auf kommunales Abwasser; AOX zur Erkennung von Einträgen aus Altablagerungen etc.
- Modifizierung des Parameterkatalogs durch Einbeziehung neuer Stoffe/Stoffgruppen (z. B. organische Säuren, Arzneimittelwirkstoffe), neue Wirkstoffspektren von Pflanzenbehandlungsmitteln, Fungiziden und, Herbiziden; Anpassung an die jeweiligen EU-Richtlinien zum Grundwasserschutz
- Anpassung des Beobachtungszeitraums an die meist erst langfristig meßbaren Auswirkungen von Situationsverbesserungen (z. B. Vergleich von natürlichen mit anthropogen bedingten Versauerungstendenzen)
- zeitnahe Einbeziehung aller Gewinnungsanlagen (öffentliche Gewinnungsanlagen, Eigenversorgungsanlagen der Industrie, Hausbrunnen), auch der stillgelegten beziehungsweise zeitweilig außer Betrieb genommenen Gewinnungsanlagen
- Aufgabenteilung zwischen den unterschiedlichen Betreibern, um den Datenbestand zu erweitern und gegebenenfalls die Kosten zu senken
- Initiierung und Durchführung medienübergreifender Untersuchungen von Repräsentativgebieten, um den Kenntnisstand über Ursache-Wirkungszusammenhänge von Menge und Beschaffenheit des Niederschlags- und Sickerwassers, über die Schutzfunktion der Grundwasser-

überdeckung, den Stoffeintrag in den Grundwasserleiter und den Stofftransport im Grundwasserleiter zu verbessern; hierfür wären Länderkooperationen sinnvoll (s. auch Pilotprojekt Karlsruhe, LfU Baden-Württemberg, 1992).

331. Auch für die Auswertung der erhobenen Meßdaten müssen vereinheitlichte Vorgaben festgelegt werden (s. auch LAWA, 1993; DVWK, 1990b), um statistische Auswertungen zu ermöglichen und eine Vergleichbarkeit bei der Interpretation der Ergebnisse zu gewährleisten. Folgende Punkte sind bei der Datenerfassung, -auswertung und Darstellung zu berücksichtigen:

– Aufstellung von Qualitätsstandards für die Datenerhebung und -bearbeitung

– Gewährleistung der Vergleichbarkeit der Meß-, Analysen- und Auswertemethoden und Darstellung auf hohem Niveau

– Vervollständigung der Stammdaten [Meßstellenart, Zuordnung zu Grundwassereinheiten/-untereinheiten, Klassifizierung der Einzugsgebiete nach Belastungsempfindlichkeit, Flurabstand, Entnahmetiefe, Alter des Grundwassers, Wasserschutzgebiet (ausgewiesen, seit wann), meßstellenrelevante aktuelle und historische Flächennutzung] als Voraussetzung für eine tragfähige Meßdateninterpretation

– Modernisierung der Datenerhebung und -auswertung mittels EDV; Vereinheitlichung der Datenerfassungsprogramme, um die Kompatibilität sicherzustellen

– Systematisierung der Datenerfassung mittels einer zentralen Datenbank in jedem Land (soweit noch nicht vorhanden)

– Verbesserung des Datentauschs zur Effizienzsteigerung.

Durch Einbeziehung von Umfeld- und Umweltinformationen für das Einzugsgebiet von Meßstellen (LfU Baden-Württemberg, 1996) mittels geographischer Informationssysteme und anderer relevanter Fachinformationssysteme (Boden, Geologie, Hydrogeologie, Geochemie, etc.) können die Kenntnisse über die komplexen Zusammenhänge zwischen Belastungsempfindlichkeit (Standortverhältnisse) und aktueller Belastung (anthropogene Einflüsse) verbessert werden. Hierfür ist der Aufbau eines Wasserinformationssystems, eingebunden in ein Umweltinformationssystem, erforderlich. Es sollte, neben den Stamm- und Beschaffenheitsdaten der Meßstellen, unter anderem folgende Informationen enthalten:

– Bodenarten und -eigenschaften, Niederschlagsmenge und -beschaffenheit

– Beschaffenheit des Sickerwassers in Gebieten mit einheitlichen Böden, typischen Nutzungen und vergleichbaren klimatischen Verhältnissen

– Schwankungsbreite der Grundwasserneubildungsraten

– Beschaffenheit der Oberflächengewässer inklusive der steuernden Einflußfaktoren (ergänzt durch ökologische Wirkungskataster aus Dauerbeobachtungsprogrammen)

– Grundwasserentnahmemenge, gegebenenfalls Daten zur Grundwasseranreicherung (inklusive Menge und Beschaffenheit)

– Flächennutzungen (aktuell, historisch).

332. Die Modellierung repräsentativer Gebiete auf der Basis flächendeckender Stichtagsergebnisse (z. B. für Grundwasseruntereinheiten) ermöglichen Prognosen über Trends bei Grundwasserständen und -beschaffenheit.

Grundwassermodellierung

333. Die Modellierung stellt eine Sonderform der quantitativen und qualitativen Grundwasserüberwachung dar. Die natürlichen Strömungs-, Transport- und Reaktionsprozesse in einem abgegrenzten, hydraulisch und hydrogeochemisch weitgehend einheitlichen Bereich können durch Modellszenarien qualitativ und, in Abhängigkeit von den Verhältnissen, zum Teil auch quantitativ beschrieben werden. Neben der Modellierung des Ist-Zustandes können auch die Auswirkungen bestimmter Veränderungen innerhalb des Systems prognostiziert werden.

334. Die Strömungssimulation mittels numerischer Modelle ist in den vergangenen 25 Jahren zu einem Standardwerkzeug bei Untersuchungen des Wasserhaushaltes, des Fließverhaltens und bei der Planung von Grundwasserentnahmen geworden (HMUEJFG, 1997b; KINZELBACH, 1992). Die stärker in den Vordergrund drängenden Probleme hinsichtlich der Grundwasserqualität und der Schadstoffausbreitung haben in den letzten Jahren zur Entwicklung von Modellen geführt, die die konservativen wie auch insbesondere die reaktiven Stofftransportprozesse im Grundwasser berücksichtigen (s. a. Tab. 5.5-1).

Bei den hydrogeochemischen Modellen auf Basis der Gleichgewichts-Thermodynamik zwischen verschiedenen Lösungen oder auch Wasser-/Untergrundwechselwirkungen haben sich in der Praxis zahlreiche Programme bewährt. Eine Ergänzung zu diskretisierenden Modellen sind Speicher-Durchfluß-Modelle. Diese eignen sich besonders in hydrogeologisch schlecht erschlossenen Gebieten, da sie über Umwelttracer (beispielsweise verschiedene Isotope), die mit dem Sickerwasser ins Grundwasser gelangen, kalibriert werden können (DVWK, 1995).

335. Die Wahl des *Modelltyps* wird von der Fragestellung, vom geologischen Aufbau, den hydraulischen Verhältnissen und den hydrologischen Gegebenheiten des Modellgebietes sowie der geforderten Aussagegenauigkeit bestimmt.

Wesentliche Voraussetzung für ein belastbares numerisches Modell ist vor allem eine ausreichende

Tabelle 5.5-1

Möglichkeiten und Modellierung von Grundwasserströmungs- und Transport- bzw. Reaktionsvorgängen

Numerische Modellierung		
Strömung	Transport	Reaktion
– stationär/instationär – gesättigt/ungesättigt – poröses Medium – klüftiges Medium – horizontal – vertikal – eindimensional – zweidimensional – dreidimensional – einschichtig – mehrschichtig	– konservativ – Konvektion – Diffusion – Dispersion – dichteabhängig – dichteunabhägig – Einphasenfluß – Mehrphasenfluß	– Chemische Prozesse – Redoxreaktion – Lösung – Fällung – Sorption – Desorption – Ionenaustausch – Komplexbildung – Physikalische Prozesse – Filtration – Verdünnung – Gasaustausch/Verdampfung – Radioaktiver Zerfall – Biologische Prozesse
Kombination von:		
STRÖMUNG		
STRÖMUNG	+ TRANSPORT	
STRÖMUNG	+ TRANSPORT	+ REAKTION

Quelle: SCHENK und KAUPE, 1998

und qualitativ den Fragestellungen genügende Datengrundlage (Abb. 5.5-1) hinsichtlich der

- räumlichen Geometrie der Grundwasserleiter beziehungsweise -nichtleiter,
- geohydraulischen Wirksamkeit tektonischer Strukturen,
- Grenzen des Einzugsgebiets,
- Ränder des Bilanzraumes,
- Kennwerte der Geohydraulik,
- Grundwasserneubildung,
- Grundwasserentnahmen und
- Darstellung der hydrogeologisch möglichen Variationsbreite von Kennwerten, Randbedingungen, etc. (Vorgaben für die Sensitivitäts-/Plausibilitätsanalyse).

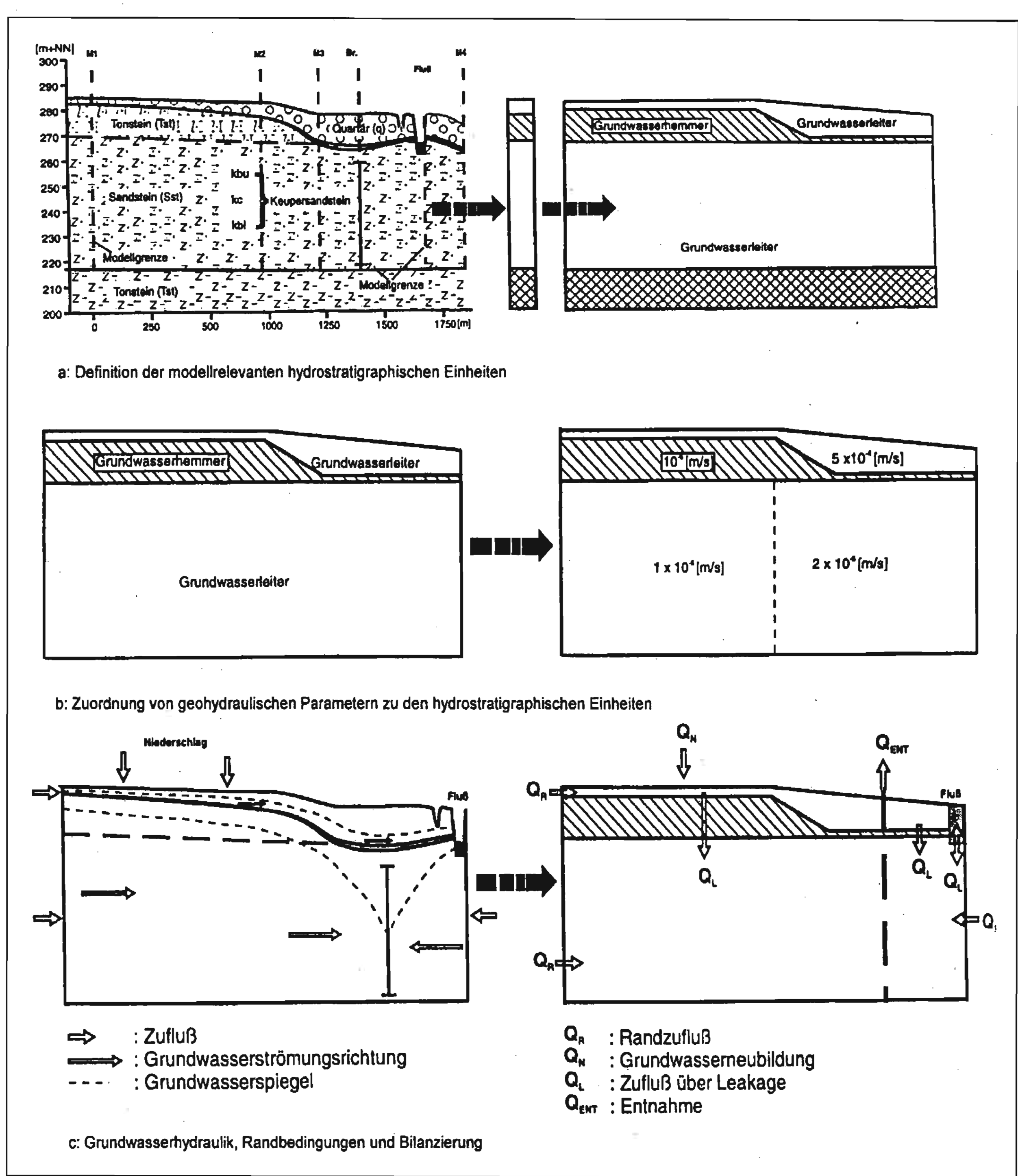
Aus diesen Daten wird eine hydrogeologische Systemvorstellung entwickelt: das *hydrogeologische Modell* der Grundwassereinheit/-untereinheit. Dieses hydrogeologische Modell nimmt durch eine Abstraktion der realen Untergrundverhältnisse unter Erhalt der wesentlichen hydrogeologischen und hydrochemischen Zusammenhänge sinnvolle Vereinheitlichungen vor (SCHENK und KAUPE, 1998).

Während die hydraulischen, hydrodynamischen und hydrogeochemischen Prozesse in ihrer Qualität bekannt sind, bereitet es gerade in komplexen natürlichen Systemen große Schwierigkeiten, eine Quantifizierung vorzunehmen (DVWK, 1989).

Limitierende Faktoren für die Aussagefähigkeit von numerischen Modellen sind primär die Datendichte, ungleichförmige Meßwert- und Aufschlußverteilung und Inhomogenitäten in den betrachteten Aquifersystemen sowie die Bestimmung der Abstandsgeschwindigkeit und der Dispersivitäten. Daher sind Strömungs- und Transportmodelle für Systeme in Porengrundwasserleitern die Hauptanwendungsfälle für numerische Modellierungen, während ihre Anwendung in Kluft- und besonders in Karstaquifersystemen stark begrenzt und die Umsetzung auf kleinräumige Beschreibungen limitiert ist, um in solchen

Abbildung 5.5-1

Umsetzung von Daten in ein hydrogeologisches Modell



Quelle: SCHENK und KAUPE, 1998, nach Entwurf der Fachsektion Hydrogeologie DGG, 1996

komplexen Systemen hohe Aussagewahrscheinlichkeiten zu erhalten. Eine Übertragbarkeit auf andere Kluftaquifere ist unmöglich, da die Randbedingungen stark variieren.

336. Folglich beschränken sich die Modellierungsmöglichkeiten für *Grundwassereinheiten* meist auf Strömungsbeschreibungen für Porengrundwasserleiter. Stofftransport- und besonders Reaktionsmodellierungen sind in der Regel nur bei Kenntnis der charakteristischen Faktoren einer *Grundwasseruntereinheit* und damit kleinräumig möglich (Tab. 5.5-1).

Spezifische Einsatzmöglichkeiten von Strömungs- und Transport- beziehungsweise gekoppelten Transport- und Reaktionsmodellen reichen in der Praxis von der Erkundung von Grundwasservorkommen bis zu konkreten Maßnahmen des Grundwasserschutzes (Tab. 5.5-2).

Bewertung von mathematischen Modellen zur Darstellung von komplexen Prozessen

337. Die Möglichkeiten der Modellierung hängen von der Komplexität des Strömungsregimes, das modelliert werden soll, ab sowie von Art und Anzahl der stoffspezifischen Transport- und Reaktionsprozesse, die in dem System ablaufen.

Tabelle 5.5-2

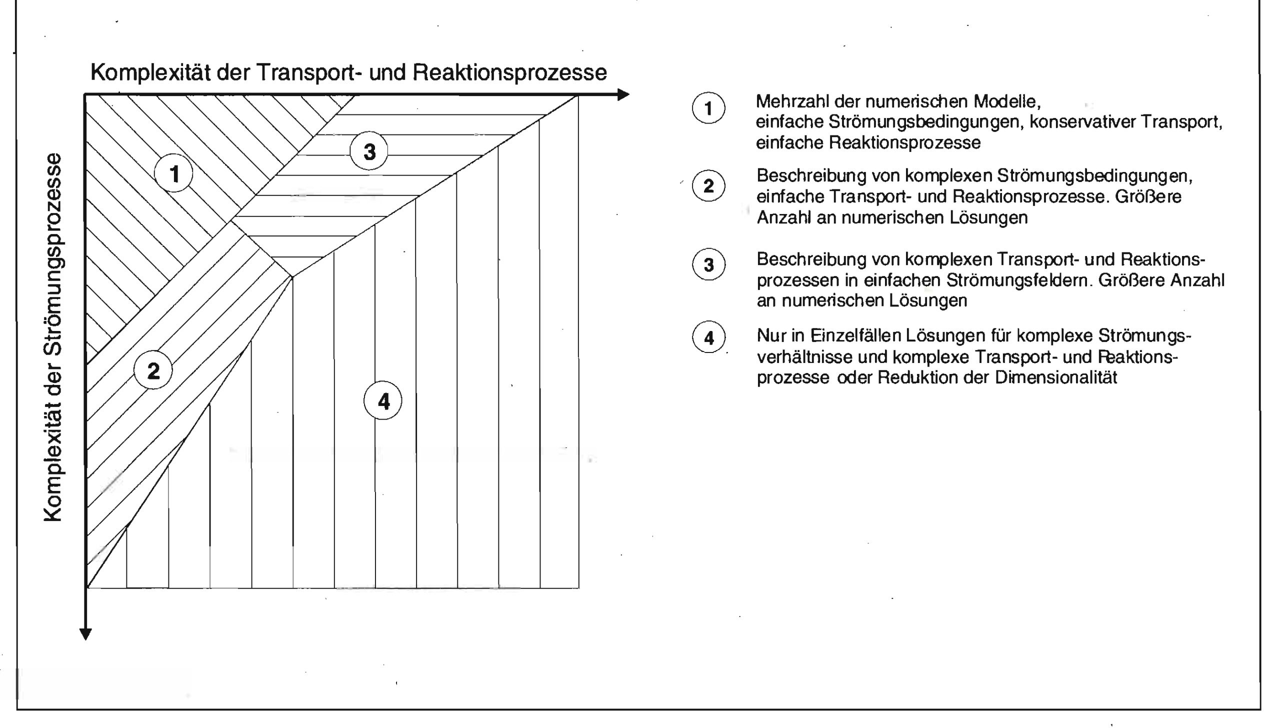
Möglichkeiten des Einsatzes von numerischen Strömungs- und Transportmodellen für unterschiedliche Fragestellungen

Strömungsmodelle	Transport- und Reaktionsmodelle
– **großräumige Grundwassererkundung** – **großräumige Grundwasserbewirtschaftung** – **indirekte Bestimmung der Grundwasserneubildung** – **Wassergewinnungsanlagen:** – Planung (gewinnbare Mengen, Lage und Anzahl von Brunnen) – Steuerung (Fördermengenverteilung) – **Wasserschutzgebiete:** – Ausweisung – Optimierung – Kontrolle – **Beurteilung von Eingriffen in den Grundwasserhaushalt:** – Hochwasserschutz – Staustufen – Baggerseen – Tiefbau mit Wasserhaltung – Verlegung von Flußläufen – **Planung von Wasserbaumaßnahmen:** – Wasserhaltung – Deichbauwerke – Dämme – Dichtungsmaßnahmen – **Grundwasserschutz und ökologische Fragestellungen** – Bestimmung von Einzugsgebieten von Wassergewinnungsanlagen – Prognose der Grundwasserstände bei der Grundwasserentnahme – Bestimmung der Ausbreitungsrichtung von Schadstoff-Fahnen	– **Simulation nachgewiesener Kontaminationen:** – Bilanzierung der Schadstoffmengen – Identifizierung von Ausbreitungsherden – **Prognoserechnungen zu Kontaminationen:** – Ausbreitung von Schadstoff-Fahnen – Wirkungsabschätzung – **Sanierung von Kontaminationen:** – Beurteilung hydraulischer Sanierungsmaßnahmen – Abschätzung der Sanierungsdauer – **Grundwasserbewirtschaftung in kontaminierten Grundwasserleitern:** – Prognose der Konzentrationsverteilung in Förderbrunnen – Abschätzung der möglichen und rationellen Nutzung – **Berechnung von Reaktionen in Grundwasserleitern:** – Mischung von Wässern unterschiedlicher Herkunft – Injektion von Wässern – Veränderung des Chemismus bei Milieuveränderungen

Quelle: SCHENK und KAUPE, 1998

Abbildung 5.5-2

Möglichkeiten der mathematischen Modellierung in Abhängigkeit der Komplexität der Strömungs-, Transport- und Reaktionsprozesse



Quelle: SCHENK und KAUPE, 1998

Je komplexer die Strömungsbedingungen und je umfangreicher die Transport- und Reaktionsprozesse in einem System sind, desto schlechter sind die Möglichkeiten, die natürlichen Vorgänge im Aquifer mittels einer mathematischen Modellierung nachzubilden.

Davon abhängig ist darüber hinaus die Anzahl der zur Verfügung stehenden Gleichungslösungsansätze, die eine Modellierung ermöglichen. Diese Zusammenhänge sind in der Abbildung 5.5-2 graphisch dargestellt.

Charakterisierung der Problemstellung

338. Die Art des Grundwasserleitertyps geht als entscheidende Ausgangsbedingung in die Beurteilung der Modellierbarkeit ein. Von der Beschreibung des Strömungsregimes im Untersuchungsraum hängt ab, ob eine eindimensionale, zweidimensionale oder dreidimensionale Gleichungslösung, ob eine einschichtige oder mehrschichtige, und ob eine horizontale beziehungsweise vertikale mathematische Modellierung notwendig wird. Sollen darüber hinaus Transport- und Reaktionsprozesse mathematisch beschrieben werden, so müssen die stoffspezifisch dominierenden Prozesse dargestellt und deren Modellierbarkeit bestimmt werden.

Grundsätzlich spielen die Prozesse der Diffusion, Dispersion und der Verdünnung bei allen Transport- und Reaktionsvorgängen eine Rolle und müssen in der mathematischen Beschreibung berücksichtigt werden. Die für die Modellrechnung relevanten Prozesse und Mechanismen sind in einer Matrix den zu untersuchenden (Schad-)Stoffgruppen gegenüberzustellen (Tab. 5.5-3). Aufgeführt sind die (schad-)stoffspezifischen Prozesse, die bei einer mathematischen Modellierung unbedingt zu berücksichtigen sind und Prozesse, die für eine exakte Beschreibung in das zu lösende Gleichungssystem eingehen müssen.

339. Bei den *Schwefelverbindungen*, ebenso bei den *Stickstoffverbindungen,* ist grundsätzlich das Verhalten der Säuren von dem des Sulfates beziehungsweise Nitrates zu unterscheiden und differenziert zu modellieren. Zusätzlich spielen bei Nitrat vor allem die biologischen Prozesse eine Rolle und müssen bei einer mathematischen Modellierung Berücksichtigung finden.

Bei den *Salzen* sind ausschließlich die Transportprozesse von Relevanz. Insbesondere der dichteabhängige Aufstieg höher mineralisierter Wässer ist ein Prozeß, der bei der numerischen Modellierung häufig zu beschreiben ist.

Schwermetalle können sowohl in anionischer wie auch in kationischer Form auftreten (Speziation). Dies ist für die Modellierung der Transportmechanismen von Bedeutung.

Tabelle 5.5-3

Schadstoffspezifische Prozesse und Mechanismen, die bei Modellrechnungen berücksichtigt werden müssen

	Schwefelverbindungen		Stickstoffverbindungen		Salze	Schwermetalle	Radionuklide	Organische Stoffe			Bakterien & Viren
								vollständig löslich	schwer löslich		
	Säure	SO_4	Säure	NO_3					Dichte >1	Dichte <1	
Transportmechanismen											
Konvektion	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Zweiphasenfluß (Wasser/Gesteinsmatrix)											
Mehrphasenfluß (flüssig/flüssig)					x				⊗	⊗	
Mehrphasenfluß (partikulärer Transport)						x	⊗				
Physikalische Prozesse											
molekulare Diffusion	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Dispersion	x	x	x	x	⊗	⊗	x	x	x	x	x
Verdünnung	x	x	x	x	x	x	x	x			x
Filtration						x	x				⊗
Verdampfung											
Gasaustausch									⊗		
radioaktiver Zerfall							⊗				
dichteabhängiger Transport				⊗					⊗	⊗	
Chemische Prozesse											
Lösung/Fällung	x		x			x	x	x	x	x	
Sorption/Desorption		x		x	x	x	x				
Ionentausch	x		x								
Oxidation/Reduktion		x		x							x
Komplexbildung						x	x				
Abbau		x		x				x	x	x	
Speziation		x		x	x	x	x				
Metabolite								x	x	x	
Biologische Prozesse		x		⊗				x	x	x	⊗

⊗ dominierende Prozesse
x zu berücksichtigende Prozesse

Quelle: SCHENK und KAUPE, 1998

Die große Gruppe der *organischen Stoffe* unterliegt aufgrund des unterschiedlichen chemischen Verhaltens der Einzelstoffe und Stoffgruppen einer Vielzahl von Transport- beziehungsweise Eliminationsprozessen. Eine Modellierung setzt also eine genaue Kenntnis des Reaktionsverhaltens von Einzelstoffen beziehungsweise Stoffgruppen voraus. Das Verhalten der Metabolite (Toxizität, Transportverhalten) ist häufig nur unzureichend bekannt und erfordert daher eine sehr komplexe Modellierung, die unter Umständen nicht möglich ist. Die Beschreibung des Stoffabbaus analog zu einem radioaktiven Zerfall stellt lediglich eine Annäherung an die natürlichen Bedingungen dar. Über das Reaktionsverhalten vieler organischer Stoffe ist zu wenig bekannt, um eine mathematische Modellierung in Vertrauensbereichen zu ermöglichen. Auch die Abhängigkeit des Transportverhaltens von ihrer Dichte im Verhältnis zu Wasser spielt ebenfalls eine dominierende Rolle.

Der radioaktive Zerfall läßt sich über die Halbwertzeiten der verschiedenen *Radionuklide* sehr gut beschreiben und auch in Modellen berücksichtigen. Besonders der partikuläre Transport ist bei Transportvorgängen von Radionukliden von Bedeutung und muß bei einer mathematischen Modellierung nachgebildet werden.

Für die Bewertung der Ausbreitung von *Bakterien* und *Viren* sind die Filtration sowie die bisher nur ansatzweise modellierbaren biologischen Prozesse entscheidend.

Auswahl des geeigneten mathematischen Modells

340. Sind die Strömungsverhältnisse eines Systems und gegebenenfalls die eingetragenen (Schad-)Stoffe und deren dominierende Transportmechanismen und Reaktionsprozesse beschrieben, so läßt sich die Möglichkeit ihrer Modellierbarkeit bestimmen und gezielt nach einem geeigneten mathematischen Modell suchen. Zu beachten ist, daß für komplizierte Problemstellungen, insbesondere bei gekoppelten Prozessen, die Gefahr numerischer Fehler steigt, wie numerischer Dispersion, Oszillation sowie die Möglichkeit, daß keine Lösungskonvergenz eintritt (BGR, 1996). Für die Verifikation solcher numerischer Lösungsansätze empfiehlt sich ein Vergleich mit analytischen Methoden möglichst bei einfachen Randbedingungen, um den Vertrauensbereich der numerischen Methode zu determinieren.

341. Die Anwendung numerischer Modelle in der Grundwasserüberwachung und der wasserwirtschaftlichen Planung bleibt auf einfachere Geometrien und meist auf Strömungsberechnungen mit konservativem Stofftransport beschränkt. Modellansätze mit komplexer Geometrie und/oder komplexen hydrochemischen Berechnungen oder auch mit sehr komplexen Randbedingungen kommen eher bei Forschungsansätzen oder bei der Prüfung von Hypothesen zur Anwendung.

6 Ausblick: Zur Umsetzung des flächendeckend wirksamen Grundwasserschutzes

Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Grundwasserschutz

342. Das Postulat des flächendeckenden Grundwasserschutzes ist wesentlicher Bestandteil des Konzeptes der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Flächendeckender Grundwasserschutz umfaßt neben der Bewirtschaftung der Grundwassermengen insbesondere die Sicherung der Grundwasserqualität.

Als Umweltqualitätsziel ist „die natürliche Beschaffenheit des Grundwassers" umweltpolitisch weitgehend anerkannt. Allerdings muß diese Zielsetzung relativiert werden, da das Grundwasser zumindest in den oberflächennahen Grundwasserleitern aufgrund langanhaltender und vielfältiger Bewirtschaftungseinflüsse nahezu überall anthropogen beeinflußt ist. Dementsprechend schlägt der Umweltrat für den Grundwasserschutz das Umweltqualitätsziel „anthropogen möglichst unbelastetes Grundwasser" vor. Dies beinhaltet, daß weitere anthropogene Belastungen möglichst zu vermeiden sind. Das geltende Recht entspricht mit dem Wasserhaushaltsgesetz (s. § 34 WHG; Verschlechterungsverbot) und den Landesgesetzen bereits weitgehend diesem Vorsorgegrundsatz.

Als Umwelthandlungsziel ist der flächendeckende Grundwasserschutz allgemein anerkannt. In der Praxis ist der Grundwasserschutz jedoch überwiegend nutzungsbezogen ausgerichtet, das heißt, er beschränkt sich im wesentlichen auf Schutzgebietsausweisungen für die Einzugsgebiete von Gewinnungsanlagen, um die Wasserversorgung gefährdende Nutzungen zu verhindern. Dagegen sieht der Umweltrat außerhalb von Wasserschutzgebieten den notwendigen Schutz nicht gewährleistet. Der Umweltrat fordert deshalb nachdrücklich die konsequente Anwendung des Grundsatzes eines flächendeckenden Grundwasserschutzes.

Gründe für einen flächendeckenden Grundwasserschutz

343. Der Umweltrat begründet die Forderung nach einem flächendeckenden und vorsorgenden Grundwasserschutz mit unzureichenden Kenntnissen über die vielfältigen Ursache-Wirkungszusammenhänge im Landschaftswasserhaushalt. Strategische Ansätze für einen flächendeckenden Grundwasserschutz sollten bekannte Zusammenhänge einbeziehen:

- Zwischen Oberflächengewässern und dem Grundwasser bestehen komplexe Wechselbeziehungen. Grundwasservorkommen werden häufig aus Oberflächengewässern gespeist und umgekehrt.
- Die Grundwasserbeschaffenheit sowie die Grundwassermenge hängen wesentlich von den grundwasserüberdeckenden Böden und Gesteinen sowie den darin ablaufenden Prozessen ab. Die Landnutzung beeinflußt entscheidend die Grundwasserneubildungsrate wie auch das Schadstoffrückhaltevermögen der Böden.
- Oft bestehen großräumige hydraulische Zusammenhänge zwischen Grundwasserleitern. Einzelne Grundwasservorkommen sind häufig nur schwer gegeneinander abgrenzbar.
- Das Grundwasser erfüllt im Landschaftshaushalt wesentliche ökologische Funktionen. Grundwasser selbst ist ein wesentlicher Lebensraum und wichtiges Kompartiment des Landschaftshaushaltes. Viele Biotope sind unmittelbar grundwasserabhängig und tolerieren nur bestimmte Schwankungen der Grundwasserflurabstände und der Grundwasserbeschaffenheit.

344. Nach Auswertung vorhandener Untersuchungen stellt der Umweltrat fest, daß einige Probleme im Grundwasserschutz verkannt, zumindest aber unterschätzt werden. Besonders problematisch sowohl für den Erhalt der ökologischen Funktionen als auch für die wasserwirtschaftliche Nutzung sind zunehmende diffuse stoffliche Einträge. Bestehende Überwachungssysteme und Schutzbestrebungen berücksichtigen dabei zwar die nach wie vor problematischen Einträge von Stickstoffverbindungen oder von Wirkstoffen aus Pflanzenbehandlungsmitteln vorwiegend als Folge landwirtschaftlicher Nutzung, nicht oder nur bedingt die Einträge sekundärer Luftschadstoffe (z. B. Halogencarbonsäuren, Nitrophenole oder Methylnitrophenole aus Verkehrsemissionen) sowie Einträge von Arzneimittelwirkstoffen.

345. Wie stark Grundwasservorkommen durch Stoffeinträge und nichtstoffliche Beeinträchtigungen gefährdet sind, hängt von den jeweiligen Standortverhältnissen (Boden- und Untergrundeigenschaften) sowie von Art, Ausmaß und Dauer anthropogener Einflüsse (historische und derzeitige Nutzung) ab. Auch das entnehmbare Grundwasserdargebot ist standortabhängig, da sich Neubildungsraten regional unterscheiden und Wasserentnahmen ihre unmittelbare Wirkung (etwa auf grundwasserabhängige Biotope) in Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Grundwasserkörpers unter Umständen relativ kleinräumig entfalten können.

Flächendeckender Grundwasserschutz erfordert dementsprechend, nicht überall den gleichen, sondern einen standortangepaßten Schutzaufwand zu betreiben – allerdings immer mit demselben Umweltqualitätsziel. Der Umweltrat hält für die Umsetzung des Umwelthandlungsziels eines flächendeckenden

Grundwasserschutzes ein räumlich differenzierendes Bezugssystem für erforderlich, das heißt, eine räumlich differenzierte Klassifizierung von Grundwasservorkommen entsprechend ihrer Belastungsempfindlichkeit.

Das Konzept der Grundwassereinheiten

346. Die Organe der Europäischen Union sind derzeit bestrebt, mit dem Konzept des Flußgebietsmanagements einen neuen Rahmen für eine integrierte Gewässerschutzpolitik zu schaffen. Allerdings zielt dieser Ansatz vor allem auf den Oberflächengewässerschutz ab. Ob damit auch die komplexen Zusammenhänge der Grundwasservorkommen erfaßt werden können, ist zweifelhaft. Daher sieht der Umweltrat die Notwendigkeit, ergänzend Grundwassereinheiten auszuweisen, um die hydraulischen und hydrogeochemischen Zusammenhänge im Untergrund darzustellen und durch Verschneidung mit der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung dann Belastungsempfindlichkeiten einzelner Gebiete aufzeigen zu können. Der Umweltrat macht einen konzeptionellen Vorschlag, mittels länderübergreifender *Grundwassereinheiten/-untereinheiten* eine einheitliche Erfassungs- und Bewertungssystematik der Grundwasserbeschaffenheit einzuführen und die Belastungsempfindlichkeit dieser Einheiten gegenüber Stoffeinträgen und strukturellen Eingriffen abzuschätzen. Die Grundwassereinheiten sollen die bisher ausgewiesenen Grundwasserlandschaften und Grundwasserregionen mit ihrer länderspezifischen Prägung und dem naturräumlichen Bezug ablösen und prozeßorientiert an physikalischen, chemischen und biologischen Vorgängen ansetzen.

Im Gegensatz zur gegenwärtigen Festlegung von Grundwasserlandschaften und -regionen ist mit diesem konzeptionellen Vorschlag auch die Einbeziehung tieferer Grundwasserstockwerke möglich. Durch die Berücksichtigung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung (wasserungesättigte Zone) kann die Belastungsempfindlichkeit bewertet werden. Historische sowie derzeitige Nutzungen können in einem weiteren Schritt in den konzeptionellen Ansatz einbezogen werden (s. a. Abb. 5.3-2).

Das Konzept ist überregional und flächendeckend anwendbar. Die Charakterisierung der Grundwasservorkommen sowie die Bestimmung der potentiell geogenen Grundwasserbeschaffenheit sollte mit einem optimierten Gütemeßnetz erfaßt werden, um repräsentative und vergleichbare, das heißt, in allen Ländern auf einheitlicher Basis erhobene Daten zu erhalten. Die Kenntnis der potentiell geogenen Grundwasserbeschaffenheit ist Voraussetzung für die Identifizierung anthropogener Einwirkungen. Die Grundwassereinheiten bilden somit den jeweiligen Referenzrahmen sowohl für die potentiell geogene Grundwasserbeschaffenheit als auch für das aktuelle Konzentrationsniveau. Politische Entscheidungen über Maßnahmen im Grundwasserschutz könnten sich vielfach an Grundwassereinheiten ausrichten (z. B. Ausweisung von Vorranggebieten).

Instrumente zur Umsetzung eines flächendeckenden Grundwasserschutzes

347. Die Umsetzung des flächendeckenden Grundwasserschutzes auf der Grundlage des räumlich differenzierenden Einheitenkonzeptes erfordert einen aufeinander abgestimmten Einsatz ordnungsrechtlicher, planerischer und ökonomischer Instrumente.

348. Um Einwirkungen aus dem Bereich genehmigungsbedürftiger Planungen (z. B. Gebiete für Industrie und produzierendes Gewerbe) und Anlagen (z. B. gewerbliche und landwirtschaftliche Betriebe, Verkehrsanlagen, Abfallbehandlungsanlagen und Deponien) sowie Anlagen mit hohem Betriebsrisiko zu vermeiden und zu regulieren, sollten nach Ansicht des Umweltrates planerische Instrumente gestärkt werden. Dies gilt zum einen für die allgemeine räumliche Planung und für planerische Zulassungsentscheidungen, zum anderen für die wasserwirtschaftliche Fachplanung.

Bei behördlichen Entscheidungen über Planungen und die Zulassung von Einzelvorhaben mit wasserwirtschaftlicher Bedeutung (Entscheidungen über die Siedlungsausdehnung, im Verkehrswegebau sowie über die Zulassung von Anlagen, in denen mit wassergefährdenden Stoffen umgegangen wird) muß Grundwasserschutzbelangen in Regionen, die der Kategorie Vorranggebiet zugeordnet sind, Priorität eingeräumt werden. Ob Einzelvorhaben mit wasserwirtschaftlicher Bedeutung mit dem Grundwasserschutz vereinbar sind, ist insbesondere nach dem Raumordnungsrecht festzustellen (Anpassung der Bauleitplanung an die Ziele der Raumordnung, § 4 Abs. 1 ROG, § 1 Abs. 4 BauGB; Beurteilung im Raumordnungsverfahren, § 15 ROG). Das Zulassungsrecht für wassergefährdende Anlagen muß zukünftig über technische Anforderungen hinaus den Schutz von Grundwasservorranggebieten gewährleisten.

Des weiteren sind für den Grundwasserschutz wasserrechtlich normierte Planungsinstrumente wie wasserwirtschaftliche Rahmenpläne und Bewirtschaftungspläne, Abwasserbeseitigungspläne sowie Schutzgebietsausweisungen einzusetzen. Bei einer konsequenten standortgerechten Landnutzung sowie einer entsprechenden Auslegung der „guten fachlichen Praxis" sieht der Umweltrat nur noch Bedarf an anlagenabhängigen Schutzgebieten, das heißt solchen für das Einzugsgebiet von Wassergewinnungsanlagen. Raumbedeutsame anlagenunabhängige Gebiete zum Schutz von Gewässern im Interesse künftiger Wassergewinnungsanlagen bräuchten nicht mehr gesondert ausgewiesen zu werden.

Wesentliche Aufgabe der künftigen wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung ist es, auf der Grundlage von wasserwirtschaftlichen Informationssystemen einen flächendeckenden Überblick über vorhandene Gefahrenpotentiale für die Gewässer sowie über gefährdete gewässerabhängige Ökosysteme zu geben. Bewirtschaftungspläne können beispielsweise die Grundwasserentnahme steuern sowie unter Umständen für die Sanierung durch Grundwasserabsenkung geschädigter Gebiete herangezogen werden.

Neben diesen durch das Wasserhaushaltsgesetz geregelten Plänen beziehungsweise Schutzgebietsausweisungen wurden in der Planungspraxis auf Landes- und Regionalebene zahlreiche Fach-, Sonder- und Generalpläne entwickelt, die unter anderem die Lösung örtlich beziehungsweise regional begrenzter Problemstellungen zum Gegenstand haben und grundsätzlich auch für den Grundwasserschutz geeignet sind. Interessant sind in diesem Zusammenhang vor allem neuere fachplanerische Entwicklungen wie Aktionsprogramme, Zielplanungen und fachorientierte Pläne, welche zwar im Ansatz bestimmte Parallelen zu Rahmen- und Bewirtschaftungsplänen aufweisen, hinsichtlich ihrer Konzeption aber, entsprechend den jeweiligen länderspezifischen Problemstellungen, andere Schwerpunkte und zum Teil eine stärker ökologische Zielsetzung verfolgen.

Über die räumliche Gesamtplanung und die wasserwirtschaftlichen Fachplanungen hinaus haben andere umweltbezogene Planungen, wie etwa die Landschaftsplanung, Bedeutung für den Grundwasserschutz; umgekehrt können die Ergebnisse der Fachplanung für Umweltverträglichkeitsprüfungen genutzt werden.

349. Der allgemeine qualitative Grundwasserschutz wird gegenwärtig überwiegend ordnungsrechtlich durch das Wasserhaushaltsgesetz und die Landeswassergesetze sowie andere medien- und stoffbezogene Umweltgesetze geregelt. Die Analyse des rechtlichen Instrumentariums hat jedoch gezeigt, daß das Wasserrecht mit seinem eher ressourcenorientierten Bewirtschaftungsansatz nicht immer in der Lage ist, die vielfältigen Einwirkungen auf das Grundwasser angemessen zu begrenzen. Beispielsweise sollten stoffbezogene Vorschriften zukünftig stärker darauf ausgerichtet sein, von vorneherein Beeinträchtigungen des Grundwassers auszuschließen. Des weiteren muß die „gute fachliche Praxis" standortgerecht konkretisiert werden.

350. Die Zuteilung von Entnahmerechten unterliegt in Deutschland der öffentlichen Benutzungsordnung (Genehmigung, Bewilligung). Die Preismechanismen, über die im Markt Güter in ihre effizienteste Verwendung gelenkt werden, sind bezüglich der Grundwasserförderrechte außer Kraft gesetzt. In den meisten Ländern werden zwar mittlerweile Wasserentnahmeentgelte erhoben, diese orientieren sich in ihrer Höhe jedoch nicht an den regionalen Knappheiten. Anreize, auf andere Versorgungsmöglichkeiten auszuweichen und damit eventuell verbundene höhere Aufbereitungs- oder Transportkosten in Kauf zu nehmen, werden nicht gesetzt.

Des weiteren sollte, im Gegensatz zur gegenwärtigen Praxis der Erhebung von Wasserentnahmeentgelten durch die Länder, die öffentliche Wasserversorgung mit den gleichen Entgelten belegt werden wie alle anderen Nutzer. Nur so kann erreicht werden, daß die Wasserversorger ihrerseits die Kosten der Wasserentnahme aus dem lokalen Wasservorrat mit potentiellen Ausweichstrategien vergleichen und sich für die günstigste Lösung entscheiden. Eine effiziente Aufteilung eines gegebenen Wasserangebots wird sich nur dann einstellen, wenn sich alle Nachfrager an den gleichen Preis anpassen. Die Entrichtung des Preises durch die öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen ist zudem Voraussetzung dafür, daß Knappheitssignale im Wege kostendeckender Gebühren an die Endabnehmer weitergereicht werden, um dort entsprechende Verhaltensanpassungen anzuregen.

Etwaige Widerstände gegen die Ausweisung von Wasserschutzgebieten sind in der Regel auf die resultierende Einschränkung der ökonomischen Entwicklungsmöglichkeiten der Region (z. B. Ausfall von Gewerbesteuereinnahmen) zurückzuführen, die aus höheren Schutzanforderungen im Vergleich zu Gebieten, die nicht der Wassergewinnung dienen, resultieren. Mit dem Übergang der Befugnis, Wasserrechte zu verleihen, erhält die Region die Möglichkeit, Einnahmen aus dem Verkauf von Wasserentnahmerechten zu erzielen. Die Ausweisung von Grundwasserschutzgebieten kann damit für die Region auch wirtschaftlich interessant werden.

Mit einem verbesserten Grundwasserschutz in der Fläche werden zahlreiche der heute in Grundwasserschutzgebieten bestehenden Vorschriften überflüssig. Das Erfordernis zusätzlicher Schutzanforderungen gegenüber nicht besonders geschützten Gebieten kann im Fall der konsequenten Umsetzung eines flächendeckenden Grundwasserschutzes insbesondere aus dem Interesse wasserfördernder Unternehmen resultieren, das Risiko unvorhersehbarer stofflicher Einträge im Umfeld der Förderanlagen weitestgehend auszuschließen (z. B. Sperrung für Gefahrguttransporte) sowie Einträge humanpathogener Keime zu vermeiden. Eine Reduzierung der Regelungsdichte der bestehenden Wasserschutzgebietsverordnungen erscheint insofern möglich; dieses könnte auf den Schutz der genannten Interessen beschränkt werden. Sofern private Interessen (z. B. von Grundstückseigentümern) im Fall eines wirksamen flächendeckenden Grundwasserschutzes von ergänzenden Schutzanordnungen in Wassergewinnungsgebieten betroffen sind, begründen diese einen Ausgleichsanspruch, der aus den Wasserentnahmeentgelten zu decken ist.

351. Transfers als finanzieller Anreiz für die Bereitstellung von mehr Umweltleistungen im Wege des ökologischen Finanzausgleichs sind bei der vom Umweltrat vorgeschlagenen Strategie im Grundwasserschutz nur dann zu zahlen, wenn die Region über den flächendeckenden Grundwasserschutz hinaus ökologische Leistungen erbringt, die nicht ohne Honorierung erwartet werden könnten (z. B. Erhalt oder Wiederherstellung von Kulturlandschaften).

Allerdings kann es bei einer konsequenten Umsetzung des flächendeckenden Grundwasserschutzes zu erheblichen Nutzungseinschränkungen insbesondere in solchen Regionen kommen, die sich durch eine hohe Belastungsempfindlichkeit des Grundwassers auszeichnen. Über Zuweisungen können Nutzungseinschränkungen in diesen Regionen kompensiert werden. Zudem kann die Umsetzung des Ziels eines flächendeckenden Grundwasserschutzes in der Region dadurch verbessert werden, daß Vollzugsde-

fizite bei der Erfüllung gesetzlicher Vorgaben im Hinblick auf die Mittelzuteilung Berücksichtigung finden (SRU, 1996b, Tz. 276). Bei den Gemeinden wird damit ein zusätzlicher Anreiz geschaffen, auf den Schutz von Grundwasser aktiv hinzuwirken.

Institutionelle Voraussetzungen

352. Die Erreichung des angestrebten Zustandes „flächendeckend anthropogen möglichst unbelastetes Grundwasser" ist eine Langzeitaufgabe. Eine Neuordnung der Landnutzung im Sinne des flächendeckenden Grundwasserschutzes kann nur langfristig umgesetzt werden. Bereits jetzt sollten Schritte in diese Richtung eingeleitet werden. Die Festlegung von Grundwassereinheiten kann als Weiterentwicklung des Konzeptes der Grundwasserlandschaften erfolgen. Durch Bestimmung der jeweiligen Belastungsempfindlichkeit und die Erfassung der Gefährdungspotentiale steht unmittelbar eine Grundlage für koordinierte, flächendeckend ansetzende Grundwasserschutzmaßnahmen zur Verfügung.

353. Derzeit fehlen bundesweit vereinheitlichte verwaltungstechnische Vorgehensweisen im Grundwasserschutz. Da die Zuständigkeit in Fragen des Grundwasserschutzes bei den Wasserbehörden der Länder liegt, kommt eine Wasserwirtschaftsverwaltung des Bundes nicht in Frage. Entsprechend sind die Länder aufgerufen, flächendeckend Grundwassereinheiten festzulegen. Soweit Verwaltungseinheiten nicht deckungsgleich mit den Grundwassereinheiten sind, werden Kooperationen zwischen benachbarten Verwaltungseinheiten notwendig. Die Fachbehörden sollten dann das nutzbare Dargebot ermitteln, die Region (Zweckverbände von Kommunen, deren Zuständigkeit sich unter Umständen über großräumige Grundwassereinheiten erstreckt) entscheidet jedoch selbst über die Verleihung zeitlich befristeter Wasserentnahmerechte. Sie wird dabei zum Anbieter von Entnahmerechten für Grundwasser, dessen Qualität durch regionale Maßnahmen (etwa durch Gebietsschutz einschließlich Kooperationen mit den Emittenten) zu beeinflussen ist. Entscheidungen der Region sind der oberen Wasserbehörde vorzulegen. Diese hat ein präventives und nachträgliches Beanstandungsrecht und kann die von der Region erteilten Erlaubnisse oder Bewilligungen beanstanden oder widerrufen, wenn zu erwarten ist, daß die ökologischen Funktionen des Grundwassers durch Wasserentnahmen gefährdet sind oder eine solche Gefährdung nachträglich eintritt. Die Schutzziele bleiben damit der Aufsicht der oberen Wasserbehörde unterstellt.

Eine eventuell bestehende Nutzungskonkurrenz bei knappem regionalem Wasserdargebot kann die Region dadurch beheben, daß sie die Förderrechte ausschreibt. Die sich im Rahmen des Bietverfahrens ergebenden Preise sind Ausdruck der Grundwasserknappheit vor Ort.

Die bisher überwiegend mengenwirtschaftliche Orientierung müßte um eine starke Komponente der Sicherung und Überwachung der Wasserqualität ergänzt werden. Den Länderverwaltungen würde neben den klassischen Verwaltungsaufgaben bei Genehmigungen und Bewilligungen die Aufgabe verbleiben, die Tätigkeit solcher „Wasserverbände neuen Typs" kooperativ zu überwachen.

354. Flächendeckender Grundwasserschutz mit räumlich differenziertem Schutzaufwand setzt detaillierte Kenntnisse über die Schutzwirkung der unterschiedlichen grundwasserüberdeckenden Schichten voraus. Für die Erfassung der komplexen Zusammenhänge in Böden und Grundwasserleitern ist besonderer Forschungsbedarf gegeben. Darüber hinaus ist die Umstrukturierung bestehender Institutionen – ausgerichtet zum Beispiel an Grundwassereinheiten – erforderlich.

Anhang

Erlaß über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen bei dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Vom 10. August 1990

§ 1

Zur periodischen Begutachtung der Umweltsituation und Umweltbedingungen der Bundesrepublik Deutschland und zur Erleichterung der Urteilsbildung bei allen umweltpolitisch verantwortlichen Instanzen sowie in der Öffentlichkeit wird ein Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gebildet.

§ 2

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen besteht aus sieben Mitgliedern, die über besondere wissenschaftliche Kenntnisse und Erfahrungen im Umweltschutz verfügen müssen.

(2) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen dürfen weder der Regierung oder einer gesetzgebenden Körperschaft des Bundes oder eines Landes noch dem öffentlichen Dienst des Bundes, eines Landes oder einer sonstigen juristischen Person des öffentlichen Rechts, es sei denn als Hochschullehrer oder als Mitarbeiter eines wissenschaftlichen Instituts, angehören. Sie dürfen ferner nicht Repräsentanten eines Wirtschaftsverbandes oder einer Organisation der Arbeitgeber oder Arbeitnehmer sein, oder zu diesen in einem ständigen Dienst- oder Geschäftsbesorgungsverhältnis stehen; sie dürfen auch nicht während des letzten Jahres vor der Berufung zum Mitglied des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen eine derartige Stellung innegehabt haben.

§ 3

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen soll die jeweilige Situation der Umwelt und deren Entwicklungstendenzen darstellen. Er soll Fehlentwicklungen und Möglichkeiten zu deren Vermeidung oder zu deren Beseitigung aufzeigen.

§ 4

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen ist nur an den durch diesen Erlaß begründeten Auftrag gebunden und in seiner Tätigkeit unabhängig.

§ 5

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gibt während der Abfassung seiner Gutachten den jeweils fachlich betroffenen Bundesministern oder ihren Beauftragten Gelegenheit, zu wesentlichen sich aus seinem Auftrag ergebenden Fragen Stellung zu nehmen.

§ 6

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen kann zu einzelnen Beratungsthemen Behörden des Bundes und der Länder hören, sowie Sachverständigen, insbesondere Vertretern von Organisationen der Wirtschaft und der Umweltverbände, Gelegenheit zur Äußerung geben.

§ 7

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen erstattet alle zwei Jahre ein Gutachten und leitet es der Bundesregierung jeweils bis zum 1. Februar zu. Das Gutachten wird vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen veröffentlicht.

(2) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen kann zu Einzelfragen zusätzliche Gutachten erstatten oder Stellungnahmen abgeben. Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit kann den Rat von Sachverständigen für Umweltfragen mit der Erstattung weiterer Gutachten oder Stellungnahmen beauftragen. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen leitet Gutachten oder Stellungnahmen nach Satz 1 und 2 dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zu.

§ 8

(1) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen werden vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit nach Zustimmung des Bundeskabinetts für die Dauer von vier Jahren berufen. Wiederberufung ist möglich.

(2) Die Mitglieder können jederzeit schriftlich dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gegenüber ihr Ausscheiden aus dem Rat erklären.

(3) Scheidet ein Mitglied vorzeitig aus, so wird ein neues Mitglied für die Dauer der Amtszeit des ausgeschiedenen Mitglieds berufen; Wiederberufung ist möglich.

§ 9

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen wählt in geheimer Wahl aus seiner Mitte einen Vorsitzenden für die Dauer von vier Jahren. Wiederwahl ist möglich.

(2) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gibt sich eine Geschäftsordnung. Sie bedarf der Genehmigung des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

(3) Vertritt eine Minderheit bei der Abfassung der Gutachten zu einzelnen Fragen eine abweichende Auffassung, so hat sie die Möglichkeit, diese in den Gutachten zum Ausdruck zu bringen.

§ 10

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen wird bei der Durchführung seiner Arbeit von einer Geschäftsstelle unterstützt.

§ 11

Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen und die Angehörigen der Geschäftsstelle sind zur Verschwiegenheit über die Beratung und die vom Sachverständigenrat als vertraulich bezeichneten Beratungsunterlagen verpflichtet. Die Pflicht zur Verschwiegenheit bezieht sich auch auf Informationen, die dem Sachverständigenrat gegeben und als vertraulich bezeichnet werden.

§ 12

(1) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen erhalten eine pauschale Entschädigung sowie Ersatz ihrer Reisekosten. Diese werden vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Einvernehmen mit dem Bundesminister des Innern und dem Bundesminister der Finanzen festgesetzt.

(2) Die Kosten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen trägt der Bund.

§ 13

Der Erlaß über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen bei dem Bundesminister des Innern vom 28. Dezember 1971 (GMBl 1972, Nr. 3, S. 27) wird hiermit aufgehoben.

Bonn, den 10. August 1990

Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Dr. Klaus Töpfer

Literaturverzeichnis

AELION, C.H., SWINDOLL, C.M., PFAENDER, F.K. (1987): Adaptation to and biodegradation of xenobiotic compounds by microbial communities from a pristine aquifer. – Applied Environmental Microbiology 53, 2212–2217.

AG Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. – 3. Aufl. – Stuttgart: Schweizerbart'sche Verl.-Buchhandlung. – 331 S.

AIGNER, H. (1995): Der wasserwirtschaftliche Rahmenplan – ein Weg zur großräumigen Erfassung und Darstellung von ökologischen Belangen. – In: Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes aus der Sicht der aquatischen Ökologie. – München: Oldenbourg. – Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie. Bd. 48. – S. 501–514.

ALEWELL, C. (1995): Sulfat-Dynamik in sauren Waldböden – Sorptionsverhalten und Prognose bei nachlassenden Depositionen. – Bayreuth: Institut für Terrestrische Ökosystemforschung. – Bayreuther Forum Ökologie 19. – 185 S.

ALTMEIER, U., BOCHEM, P., SCHWEISFURTH, R. (1996): Mikrobiologische Charakterisierung des Uferfiltrationssystems „Böckinger Wiesen". – In: HÖTZL, H., REICHERT, B. (Hrsg.): Schadstoffe im Grundwasser. Bd. 4. – Weinheim: VCH. – S. 172–202.

ANDERSON, T.L., BURT, O.R., FRACTOR, D.T. (1983): Privatizing Groundwater Basins: A Model and its Application. – In: ANDERSON, T.L. (Hrsg.): Water Rights: Scarce Resource Allocation, Bureaucracy and the Environment. – San Francisco: Pacific Institute for Public Policy Research. – S. 223–248.

ARL (Akademie für Raumforschung und Landesplanung) (1994): Wassergütewirtschaft und Raumplanung. – Hannover: ARL. – Forschungs- und Sitzungsberichte. Bd. 192.

ARW (Arbeitsgemeinschaft der Rhein-Wasserwerke) (1994): 51. Jahresbericht 1994 [1995]. – Köln: GEW-Werke AG.

ARW (1996): 53. Jahresbericht 1996 [1997]. – Köln: GEW-Werke AG.

ASCHERL, R. (1996): Sicherheitsbewertung bautechnischer Maßnahmen zum Grundwasserschutz an Straßen in Wassergewinnungsgebieten auf probabilistischer Grundlage. – Bonn: Typo-Dr. u. Verl.-Ges. – Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, H. 726. – 120 S.

ATTENBERGER, E. (1989): Abfluß und Nährstoffaustrag am Dränauslauf einer gedränten Fläche im tertiären Hügelland Südbayerns. – Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 30, 132–137.

BAEUMER, K. (1962): Die Wasserstufenkarte der Wümme-Niederung. – Abhandlungen Naturwissenschaftlicher Verein Bremen 36, 118–168.

BALDAUF, G. (1995): Aufbereitung arsenhaltiger Wässer. – gwf Wasser Special 136 (14), 99–110.

BALKE, K.-D. (1974): Der thermische Einfluß besiedelter Gebiete auf das Grundwasser, dargestellt am Beispiel der Stadt Köln. – gwf Wasser-Abwasser 115 (3), 117–124.

BARTH, E. (1997): Die neue Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union. Chance oder bürokratisches Hemmnis für die Europäische Wasserpolitik. – Wasser und Boden 49 (5), 7–9.

BBA (Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft) (1995a): Verzeichnis der Wirkstoffe in zugelassenen Pflanzenschutzmitteln. – Braunschweig: BBA. – Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, H. 4.

BBA (1995b): Art und Menge der in der Bundesrepublik Deutschland abgegebenen und der exportierten Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln (1987–1994): Ergebnisse aus dem Meldeverfahren nach § 19 des Pflanzenschutzgesetzes. – Braunschweig: BBA. – Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, H. 8.

BBA (1996a): Liste der zugelassenen Pflanzenschutzmittel. – Braunschweig: BBA. – Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, H. 11.

BBA (1996b): Jahresbericht 1995. – Braunschweig: BBA. – 271 S.

BBA (1997): Jahresbericht 1996. – Braunschweig: BBA. – 269 S.

BENS, O., SCHOLTEN, T., FELIX-HENNINGSEN, P. (1996): Verfügbarkeit und Mobilität von Schwermetallen in Böden unter dem Einfluß unterschiedlicher forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen. – Forum Städte-Hygiene 47, 395–403.

BERGMANN, E., KORTENKAMP, L. (1988): Ansatzpunkte zur Verbesserung der Allokation knapper Grundwasserressourcen. – Opladen: Westdeutscher Verl. – 240 S.

BERK, W. van (1996): Die Auswirkungen der Eisensulfidoxidation auf die hydrogeochemischen Verhältnisse im Umfeld von Lagerstätten. – In: Grundwasserschutz – Konzepte '96. – Grundwasserkolloquium am 14./15. Februar 1996. – Dresden: Institut für Grundwasserwirtschaft. – S. 115–157.

BERNHARDT, H., SCHMIDT, W.-D. (1988): Zielkriterien und Bewertung des Gewässerzustandes und der zustandsverändernden Eingriffe für den Bereich der Wasserversorgung. – Gutachten für den Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU). – Materialien zur Umweltforschung, Bd. 14. – Stuttgart: Kohlhammer. – 297 S.

BfLR (Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung) (Hrsg.) (1996): Raumordnungsprognose 2010: Teilbereiche private Haushalte, Wohnungen, Wohnbauland. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau. – Bonn: BfLR. – Materialien zur Raumentwicklung, H. 74. – 173 S.

BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (1996): Strömungs- und Transportmodellierung. Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten. – 1. Auflage. – Berlin: Springer. – 418 S.

BGW (Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft) (Hrsg.) (1995): 106. Wasserstatistik, Berichtsjahr 1994. – Bonn: Wirtschafts- und Verlagsges.

BGW (Hrsg.) (1996): Entwicklung der öffentlichen Wasserversorgung 1990–1995. – Bonn: Wirtschafts- und Verlagsges.

BIRGER, A. (1997): Mineralölbelastetes Grundwasser: Struktur, Dynamik mikrobieller Biozönosen eines mineralölbelasteten Grundwassers. – Biospektrum, Sonderausgabe 3. – 96 S.

BLAUERMEL, G. (1978): Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensbedingungen der Stadtbäume. – In: MEYER, E. (Hrsg.): Bäume in der Stadt. – Stuttgart: Ulmer.

BLUME, H.-P. (1975): Ökologisches Gutachten über die Auswirkungen des Erweiterungsbaues des Kraftwerkes Oberhavel auf das umgebende Natur- und Landschaftsschutzgebiet.

BLUME, H.-P. (Hrsg.) (1992): Handbuch des Bodenschutzes. – Landsberg/Lech: ecomed.

BLUME, H.-P., RÖPER, H.-P. (1972): Veränderung hydromorpher Böden durch Überflutung und Uferinfiltration verschmutzter Gewässer. – Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft 16, 272–279.

BMBau (Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau) (Hrsg.) (1988): Städtebauliche Lösungsansätze zur Verminderung der Bodenversiegelung als Beitrag zum Bodenschutz. – Bonn: BMBau. – Schriftenreihe Forschung, Heft 456.

BMBau (1993): Raumordnungspolitischer Orientierungsrahmen. Leitbilder für die räumliche Entwicklung der Bundesrepublik Deutschland. – Bonn: BMBau. – 32 S.

BÖCKER, R. (1978): Vegetations- und Grundwasserverhältnisse im Landschaftsschutzgebiet Tegeler Fließtal (Berlin). – Botanische Verhandlungen Provinz Brandenburg 114, 2–164.

BOHN, H.L., MacNEAL, B.L., O'CONNOR, G.A. (1979): Soil Chemistry. – New York: Wiley. – XIV, 329 S.

BORCHERS, U., PETERS, B., OVERATH, H., SCHUMACHER, D. (1995): Leistungen und Grenzen von Simulationsrechnungen zur Beschreibung und Quantifizierung des PBSM-Transports durch die ungesättigte Zone zur Grundwasseroberfläche. – Vom Wasser 84, 391–406.

BORK, H.-R., DALCHOW, C., KÄCHELE, H. et al. (1995): Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: Ökologische und ökonomische Konsequenzen. – Berlin: Ernst & Sohn.

BORNEFF, M., MANNSCHOTT, P., ERDINGER, L. et al. (1996): Risikobewertung der Nutzung von Regen- und Dachablaufwasser (Literaturstudie). – Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. – Berichte der LfU. Bd. 13. – 62 S.

BOTZENHART, K. (1997): Einträge und Bedeutung von pathogenen Mikroorganismen im Grundwasser. – Gutachten für den SRU. – Tübingen: Hygiene-Institut der Universität. – unveröffentlicht.

BREEMEN, N. van (1973): Dissolved aluminum in acid sulfate soils and in acid mine waters. – American Soil Science Society Proceedings 37, 694–697.

BREHM, J., MEIJERING, M. (1990): Fließgewässerkunde. Biologische Arbeitsbücher. – Heidelberg: Quelle & Meyer. – 295 S.

BREUSTE, J., KEIDEL, T., MEINEL, G., MÜNCHOW, B. et al. (1996): Erfassung und Bewertung des Versiegelungsgrades befestigter Flächen. – Leipzig: Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle. – UFZ-Bericht Nr. 12/1996.

BRIECHLE, D. (1995): Zustandsbeschreibung des Grundwassers. – In: Tagungsband zur Konferenz: Grundwasserschutz und Grundwasserschadensfälle. Anforderungen an Vorsorge-, Erkundungs- und Sanierungsmaßnahmen. Offenbach 24.–25. März 1994. – Berlin: Springer. – S. 1–15.

BUBERL, H.G., WILPERT, K. von, TREFZ-MALCHER, M., HILDEBRAND, E.E. (1994): Der chemische Zustand von Waldböden in Baden-Württemberg: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-1992 (BZE). – Freiburg: Forstl. Versuchs- u. Forschungsanstalt BW. – Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 182. – 99 S. + Anhang.

BUCHER, H., GATZWEILER, H.-P. (1994): Raumordnungsprognose 2010. Erste Ergebnisse: Bevölkerung, Haushalte, Erwerbspersonen (Kurzfassung). – Informationen zur Raumentwicklung (12), I–VIII. – *Langfassung:* BUCHER, H., KOCKS, M., SIEDHOFF, M.: Die künftige Bevölkerungsentwicklung in den Regionen Deutschlands bis 2010: Annahmen und Ergebnisse einer BfLR-Bevölkerungsprognose. – Informationen zur Raumentwicklung (12), 815–841.

BUCKLER, M. (1997): Kostensenkung in der Wasserversorgung – ein Qualitätsproblem? – gwf Wasser Special 138 (13), 5–14.

Bundesanstalt für Gewässerkunde (1996): Umweltverträglichkeitsuntersuchungen an Bundeswasserstraßen: Materialien zur Bewertung von Umweltauswirkungen. – Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde. – BfG-Mitteilung Nr. 9. – getr. pag.

BURGER, G. (1995): Zur Persistenz von Viren und Bakterien im Wasser. – Forum Städte-Hygiene 46, 269–271.

CASSON, L.W., RITTER, M.O.D., COSSENTINO, L.M., GUPTA, P. (1997): Survival and recovery of

seeded HIV in water and wastewater. – Water Environment Research 69 (2), 174–179.

CASTELL-EXNER, C. (1996): Regelwerke von LAWA, DVGW und DVWK im Bereich der Grundwasserüberwachung. – In: Grundwasserüberwachung (DVGW-LAWA-DVWK-Kolloquium am 10./11. Oktober an der Universität Karlsruhe). – Bonn: DVGW. – 27 S.

CECCOTTI, S.P., MORRIS, R.J., MESSICK, D.L. (1997): A global overview of the sulphur situation: industry's background, market trends, and commercial aspects of the sulphur fertilizers. – In: HÜTTL, R.F., SCHNUG, E., BEHRINGER, H. (1998) (Eds.): Sulphur in Agroecosystems. – Dordrecht-Boston-London: Kluwer Acad. Publ. – (in press). – 40 S.

CHAPELLE, F.H., BRADLY, P.M. (1997): Alteration of aquifer geochemistry by microorganisms. – In: HURST, C. (Ed.): Manual of Environmental Microbiology. – Washington: ASM Press.

CONNOR, K., HOWELL, J., CHEN, I. et al. (1996): Failure of chloro-S-triazine-erived compounds to induce estrogen receptor-mediated responses in vivo and in vitro. – Fundamental and Applied Toxicology 30 (1), 93–101.

CORDSEN, E. (1992): Bodenüberformung und -versiegelung. – In: BLUME, H.-P. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes. – Landsberg/Lech: ecomed. – S. 131–153.

CRAIN, D.A., GUILLETTE, L.J. Jr., ROONEY, A.A. et al. (1997): Alterations in steroidogenesis in alligators (Alligator mississippiensis) exposed naturally and experimentally to environmental contaminants. – Environmental Health Perspectives 105 (5), 528–533.

CZEKALLA, C. (1997): Die biologische Enteisenung und Entmanganung – Verfahrenstechnik und betriebliche Aspekte. – bbr Wasser- und Rohrbau 48 (4), 22–27.

DE VRIES, W., BREEWSMA, A. (1987): The relation between soil acidification and element cycling. – Water, Air and Soil Pollution 35, 293–310.

DECKER, J., MENZENBACH, B. (1995): Belastung von Boden, Grund- und Oberflächenwasser durch undichte Kanäle. – Abwassertechnik H. 4, 46–54.

DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) (1997): MAK- und BAT-Werte-Liste 1997: Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen und Biologische Arbeitsstofftoleranzwerte. – Weinheim: VCH.

DI GUARDO, A., WILLIAMS, R., MATTHIESSEN, P. et al. (1994): Simulation of Pesticide Runoff at Rosemaund Farm (UK) Using the Soil Fug Model. – Environmental Science & Pollution Research 1 (3), 151–160.

DIBT (Deutsches Institut für Bautechnik) (1998): Merkblatt zur Bewertung der Boden- und Grundwassergefährdung durch Bauprodukte. Entwurf vom 19. Februar 1998. – Berlin: Deutsches Institut für Bautechnik. – Internes Arbeitspapier.

DIETER, H.H. (1994): Trinkwasser. – In: WICHMANN, H.E., SCHLIPKÖTER, H.-W., FÜLGRAFF, G. (Hrsg.): Handbuch Umweltmedizin. – 5. Erg. Lfg. 10/94. – Landsberg/Lech: ecomed.

DISTER, E. (1996): Flußauen: Ökologie, Gefahren und Schutzmöglichkeiten. In: LOZAN, J.L., KAUSCH, H. (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Wissenschaftliche Fakten. – Berlin: Parey. – S. 292–301.

DOHMANN, M. (1995): Vergleich der Boden- und Grundwasserbelastung undichter Kanäle mit anderen Schmutzstoffeinträgen. – Gewässerschutz Wasser Abwasser Jg. 152, 18/1–18/26.

DOHMANN, M., HAUSSMANN, R. (1996): Belastung von Boden und Grundwasser durch undichte Kanäle. – gwf (Das Gas- und Wasserfach) Wasser-Abwasser, Sonderheft 137 (15), 2–6.

DÖRHÖFER, G. (1998): Bewertung von Altlasten – Ansätze zur abgestuften Beurteilung von Grundwasserkontaminationen durch Altlasten. – Altlastenspektrum 1, 20–26.

DÖRING-MEDERAKE, U. (1991): Feuchtwälder im nordwest-deutschen Tiefland. Gliederung, Ökologie, Schutz. – Scripta Geobotanica 19. – 122 S.

DOSCH, F. (1996): Ausmaß der Bodenversiegelung und Potentiale zur Entsiegelung. – Bonn: Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung. – Arbeitspapiere 1/1996. – 51 S.

DOTT, W. (1983): Qualitative und quantitative Bestimmung von Bakterienpopulationen aus aquatischen Biotopen. – Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene, Abteilung I, Originale, Reihe B. Bd. 178. – S. 263–279.

DOTT, W., FRANK, C., KÄMPFER, P. et al. (1996): Mikrobiologie des Grund- und Trinkwassers. – Zentralblatt Bakteriologie und Hygiene 182, 449–477.

DOVORÁK, P. (1990): Gegenwärtige Probleme und Perspektiven der Entwässerung landwirtschaftlich genutzter Böden. – Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 31, 190–197.

DUMKE, R., BURGER, G. (1995): Zur Stabilität enteraler Viren in Wässern unterschiedlicher Qualität. – Forum Städte-Hygiene 46, 278–283.

DUMKE, R., FEUERPFEIL, I. (1997): Verhalten von Enteroviren und Coliphagen in der Trinkwasseraufbereitung. – DVGW Schriftenreihe Wasser. 91. – S. 217–238.

DUNKELBERG, H. (1995): Weitere Stoffe und Stoffgruppen/Herbizide. – In: WICHMANN, H.E., SCHLIPKÖTER, H.-W., FÜLGRAFF, G. (Hrsg.): Handbuch Umweltmedizin. – 6. Erg. Lfg. 5/95. – Landsberg/Lech: ecomed.

DUNKELBERG, H., BEDBUR, E., MATTHESS, G. et al. (1995): Aufklärung der für den Pflanzenschutzmitteleintrag ins Grundwasser verantwortlichen Vorgänge, insbesondere im Hinblick auf die Trinkwasserversorgung – Verbundvorhaben 02 WT 89137. – Abschlußbericht. – Kiel.

DUNKELBERG, H., EDENHARDER, R. (1994): Toxikologie und trinkwasserhygienische Bewertung von Pflanzenbehandlungsmitteln. – Stuttgart: Gustav Fischer Verl. – Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 94.

DUPONT, H. L., CHAPPELL, C. L., STERLING, C. R. et al. (1995): The Infectivity of Cryptosporidium parvum in Healthy Volunteers. – The New England Journal of Medicine 332 (13), 855–859.

DÜRRKOP, J. (1991): Untersuchungen zur Wechselwirkung zwischen Mensch und Umwelt am Beispiel von Gastroenteritiden und ausgewählten Karzinomen im Flußgebiet der Saale. – Dresden: Medizinische Akademie „Carl Gustav Carus" (Habil.).

DVGW (Deutscher Verband für Gas- und Wasserwirtschaft) (Hrsg.) (1983): Entnahme von Wasserproben bei der Wassererschließung. – Bonn: DVGW. – DVGW-Regelwerk, Arbeitsblatt W 112.

DVGW (1983/1996): Versorgung mit unterschiedlichen Wässern. – Bonn: DVGW. – DVGW-Regelwerk: Technische Regeln, Arbeitsblatt W 216. – Frankfurt a.M.: ZfGW-Verl. – 13 S. – Neufassung: 1996 (Entwurf [Gelbdruck]).– 38 S.

DVGW (Hrsg.) (1988): Bau und Betrieb von Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen. – Bonn: DVGW. – DVGW-Regelwerk, Arbeitsblatt W 121.

DVGW (Hrsg.) (1993): Wasserchemie für Ingenieure. – München: Oldenbourg. – Lehr- und Handbuch Wasserversorgung. Bd. 5. – 480 S.

DVGW (Hrsg.) (1996): Wassergewinnung und Wasserwirtschaft (Ltg.: FLINSPACH, D.). – München: Oldenbourg. – Lehr- und Handbuch Wasserversorgung. Bd. 1. – 965 S.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (Hrsg.) (1986): Beweissicherung bei Eingriffen in den Bodenwasserhaushalt von Vegetationsstandorten. – Bonn: Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser. – Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau, H. 208.

DVWK (1988): Bedeutung biologischer Vorgänge für die Beschaffenheit des Grundwassers. – DVWK-Fachausschuß „Grundwasserbiologie". – Bonn: Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft. – Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau, H. 80. – 322 S.

DVWK (1989): Stofftransport im Grundwasser. – Hamburg: Parey. – Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau, H. 83. – XIX, 296 S.

DVWK (1990a): Einflüsse von Meßstellenausbau und Pumpenmaterialien auf die Beschaffenheit einer Wasserprobe. – Bonn: Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft. – DVWK Mitteilungen 20. – 153 S.

DVWK (1990b): Methodensammlung zur Auswertung und Darstellung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten. – Bonn: Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft. – Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau, H. 89. – 234 S.

DVWK (1993): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. – DVWK-Fachausschuß „Grundwasserchemie". – Bonn: Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft. – DVWK Regeln 128. – 41 S.

DVWK (1995): Speicher-Durchfluß-Modelle zur Bewertung des Stoffein- und Stoffaustrags in unterschiedlichen Grundwasserzirkulationssystemen. – Bonn: Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft. – Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau, H. 109. – 118 S.

DVWK (Hrsg.) (1996): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflußter Vegetationstypen. – Bonn: Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft. – Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau, H. 112. – 492 S.

DVWK (1997): Grundwassergefährdung durch Baumaßnahmen. – Bonn: DVWK. – DVWK Merkblätter. – Entwurf.

DYCK, S., PESCHKE, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie. – Berlin: Verl. für Bauwesen. – 536 S.

EBERLE, G. (1979): Pflanzen unserer Feuchtgebiete und ihre Gefährdung. – Frankfurt/M.: Waldemar Kramer.

EGGELSMANN, R., KLOSE, E. (1982): Regenerationsversuch auf industriell abgetorftem Hochmoor im Lichtenmoor. Erste hydrologische Ergebnisse. – Telma 12, 189–205.

EGLOFF, T., NAEF, E. (1982): Grundwasserstandsmessungen in Streuwiesen des unteren Reusstales. – Berichte des Geobotanischen Instituts ETH Zürich, Stiftung Rübel 49, 154–194.

EISWIRTH, M., HÖTZEL, H. (1995): Leckagendetektion bei Abwasserkanälen. – Spektrum der Wissenschaft H. 6, 21–26.

ELLENBERG, H. (1952): Auswirkungen der Grundwassersenkung auf die Wiesengesellschaften am Seitenkanal westlich Braunschweig. – Angewandte Pflanzensoziologie 6. – 46 S.

ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Scripta Geobotanica 9. – 97 S.

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 5. Aufl. – Stuttgart: Ulmer. – 1095 S.

ENGEL, H. (1996): Flußhochwasser in Deutschland: Chronik und Bilanz. – In: LOZÁN, J. L., KAUSCH, H. (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Wissenschaftliche Fakten. – Berlin: Parey. – S. 177–182.

EPA (United States Environmental Protection Agency) (1994a): Bentazon. – In: Environmental Protection Agency (Hrsg.): R.E.D. FACTS September 1994. Prevention, Pesticides And Toxic Substances. – EPA 738-F-94-026.

EPA (1994b): Hexazinone. – In: Environmental Protection Agency (Hrsg.): R.E.D. FACTS September 1995. – EPA 738-F-94-019.

EPA (1995a): Terbuthylazine. – In: Environmental Protection Agency (Hrsg): R.E.D. FACTS June 1995. Prevention, Presticides And Toxic Substances. – EPA 738-F-95-006A.

EPA (1995b): Metolachlor. – R.E.D. FACTS. – Prevention, Pesticides And Toxic Substances (7508W). – EPA 738-F-94-007. April 1995.

EPA (1996): Guidelines for ground-water classification under the EPA ground-water protection strategy. – Final draft.

EPA (1997): Health Effects Notebook for Hazardous Air Pollutants. – In: TTNWeb: Unified Air Toxics Website http://www.epa.gov/ttn/uatw/hapintro.html.

ERZ, W. (1975): Die internationale Konvention zum Schutz von Feuchtgebieten und Wasservögeln. – Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 12, 7–11.

ESS, R., HAHN, T., SCHWEINSBERG, F., BOTZENHART, K. (1988): Einfluß von infiltriertem Oberflächenwasser auf das Grundwasser. Chemische und bakteriologische Untersuchungen. – Zeitschrift deutsche geologische Gesellschaft 139, 515–523.

EVANS, A. (1986): Effects of dissolved organic carbon on aluminium mobilization in forest soil columns. – American Soil Science Society Journal 50, 1576–1578.

EVANS, R.J. (1996): Learning from history: Drinkingwater hygiene as a public provision for the future. – In: Wasser und Krankheitserreger. – Tagungsband des Kongresses vom 22.–24. Mai 1996 in Bonn. – Bonn: Kunst- und Ausstellungshalle der Bundesrepublik Deutschland (WHO).

EXNER, M., TUSCHEWITZKI, G.J. (1994): Aktuelle hygienisch-mikrobiologische Aspekte der Trinkwasserhygiene. – Forum Städte-Hygiene 45, 57–63.

EXTOXNET (Extension Toxicology Network) (1992a): Atrazine. – In: Extension Toxicology Network. – hier nach: http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/atrazine.p93.

EXTOXNET (1992b): Propazine. – In: Extension Toxicology Network. – hier nach: http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/propazin.p93.

EXTOXNET (1992c): Simazine. – In: Extension Toxicology Network. – hier nach: http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/simazine.p93.

EXTOXNET (1992d): Diuron. – In: Extension Toxicology Network. – hier nach: http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/diuron.p93.

EXTOXNET (1992e): MCPA. – In: Extension Toxicology Network. – hier nach: http.//ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/mcpa.p93.

EXTOXNET (1992f): Bentazone. – In: Extension Toxicology Network. – hier nach: http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/bentazon.p93.

EXTOXNET (1992g): Hexazinone. – In: Extension Toxicology Network. – hier nach: http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/hexazino.p93.

EXTOXNET (1992h): Metribuzin. – In: Extension Toxicology Network. – hier nach: http./ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/metribuz.p93.

EXTOXNET (1992i): Metolachlor. – In: Extension Toxicology Network. – hier nach: http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/metolach.p93.

EXTOXNET (1994): Mecoprop. – In: Extension Toxicology Network. – hier nach: http.//ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/mecoprop.p95.

FEGER, K.-H. (1998): Bedeutung natürlicher und anthropogener Komponenten im Stoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme für die chemische Zusammensetzung von Grund- und Oberflächenwasser (dargestellt am Beispiel des Schwefelkreislaufes). – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – Materialien zur Umweltforschung, Bd. 30. – (in Vorbereitung).

FILIP, Z. (1988a): Biotechnologische Aspekte und umwelthygienische Bedeutung von In-situ-Sanierungsmaßnahmen im Boden- und Grundwasserbereich. – Öffenliches Gesundheitswesen 50, 415–420.

FILIP, Z. (Hrsg.) (1988b): Biotechnologische In-situ-Sanierung kontaminierter Standorte. – Stuttgart: Fischer. – Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene. Bd. 80. – 396 S.

FILIP, Z. (1989): Sanierungsverfahren: biologisch. – In: WEBER, H.-H. (Hrsg.): Altlastensanierung. – Berlin: Springer.

FILIP, Z., DIPPEL, G., FILIP, J. et al. (1989): Resistance and potential degradative ability of Microorganisms against some organo-chemical groundwater pollutants. – Forschungsbericht. – Projektträger Wassertechnologie des BMFT. – Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH. – 200 S.

FINCK, A. (1992): Dünger und Düngung: Grundlagen und Anleitung zur Düngung der Kulturpflanzen. – 2. neubearb. Aufl. – Weinheim: Verl. Chemie. – 488 S.

FISCHER, H., GABRIEL, B., SCHULTZE, M. (1989): Neue Forschungsergebnisse zum langzeitigen Stoffeintrag in das Grundwasser im Festgesteinsbereich. – Wasserwirtschaft-Wassertechnik 8, 176–178.

FISCHER, M. (1989): Schwefel-Vorräte und -Bindungsformen süddeutscher Waldböden in Abhängigkeit von Gestein und atmogener Deposition. – München: Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität München. – Forstliche Forschungsberichte München. 100. – 245 S.

FLINSPACH, D. (1992): Grundwasserschutz in Deutschland und Europa. In: SCHMÜLLING, A. (Hrsg.): Grundwasserschutz: Schwerpunktaufgabe in Deutschland und Europa. – Gästeoffene Mitgliederversammlung der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e. V. am 3. September 1992 im Wissenschaftszentrum in Bonn. – Bonn: VDG. – Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e. V. (VDG). Bd. 58.

FLINSPACH, D. (1996a): Verbund in der Wassergewinnung. – In: DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches) (Hrsg.) (1996): Wassergewinnung und Wasserwirtschaft (Ltg.: FLINSPACH, D.). – München: Oldenbourg. – Lehr- und Handbuch Wasserversorgung. Bd. 1. – S. 615–625.

FLINSPACH, D. (1996b): Optimierung der Bereitstellung und der Qualitätssicherung des Trinkwassers der Landeswasserversorgung. – gwf Wasser – Abwasser 137 (9), 465–472.

FLINSPACH, D., WERNER, G. (1996): Wassergewinnung aus Flüssen. – In: DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches) (Hrsg.) (1996): Wassergewinnung und Wasserwirtschaft (Ltg.: FLINSPACH, D.). – München: Oldenbourg. – Lehr- und Handbuch Wasserversorgung. Bd. 1. – S. 527–556.

FLL (Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau) (Hrsg.) (1996): Entsiegelung und Oberflächenwasserversickerung mit durchlässigen Platten- und Pflasterbelägen. – Bonn: FLL.

FOKKEN, B. (1996): Gewinnung von uferfiltriertem Grundwasser. – In: DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches) (Hrsg.) (1996): Wassergewinnung und Wasserwirtschaft (Ltg.: FLINSPACH, D.). – München: Oldenbourg. – Lehr- und Handbuch Wasserversorgung. Bd. 1. – S. 481–526.

FRANGENBERG, A., MEINERT, G., NIEDER, H. et al. (1996): Landwirtschaft und Wasserqualität. – Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverl. – Integrierter Pflanzenbau. Bd. 11. – 271 S.

FRANK, H., SCHOLL, H., RENSCHEN, D. et al. (1994): Haloacetic Acids, Phytotoxic Secondary Air Pollutants. – Environmental Science & Pollution Research 1 (1), 4–14.

FRANK, H., VINCON, A., REISS, J. (1990): Montane Baumschäden durch das Herbizid Trichloressigsäure. – Umweltchemische Ökotoxikologie 4 (2), 208–214.

FRITSCH, B. (1990): Mensch-Umwelt-Wissen: Evolutionsgeschichtliche Aspekte des Umweltproblems. – Zürich: Verl. der Fachvereine. – VIII, 369 S.

GERKEN, B. (1988): Auen – verborgene Lebensadern der Natur. – Freiburg: Rombach. – 132 S.

GIERIG, M. (1994): Probleme bei der biologischen Aufbereitung tertiärer Tiefenwässer. – gwf Wasser – Abwasser 135 (2), 119–125.

GIESEKE, P., WIEDEMANN, W., CZYCHOWSKI, M. (1986): Wasserhaushaltsgesetz. Kommentar. – 4. Auflage. – München: Beck.

GIMBEL, R. (1995): Verfahrenskombinationen. – In: Anforderungen an die Aufbereitung von Oberflächenwasser zu Trinkwasser aus mikrobiologischer Sicht. – Dokumentation zum 9. Mülheimer Wassertechnischen Seminar vom 19. Januar 1995. – Mülheim/Ruhr: IWW. – Berichte aus dem Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie (IWW). Bd. 14. – S. 147–173.

GISI, U., SCHULIN, R., STADELMANN, F. X., STICHER, H.(1997): Bodenökologie. – Stuttgart: Thieme-Verl.

GOLWER, A. (1991): Belastung von Böden und Grundwasser durch Verkehrswege. – Forum Städte-Hygiene 42, 266–275.

GOTTFREUND, E., GERBER, I., SCHWEISFURTH, R. (1983): Quantitative Verteilung verschiedener physiologischer Bakteriengruppen im Lockergestein zweier Grundwasserleiter bis 90 m Tiefe. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 38, 319–324.

GÖTTLICH, K.-H. (1965): Ergebnisse und Ziele bodenkundlicher Studien in Moor und Anmoor. – Arbeiten Universität Hohenheim 33, 1–122.

GÖTTLICH, K.-H. (1980): Moor- und Torfkunde. – 2. Auflage. – Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlags-Buchhandlung.

GRIMM-STRELE, J. (1996): Ergebnisse der Grundwasserüberwachung in Baden-Württemberg, Aufbau und Betrieb der Meßnetze – Datenbank des Landes. – In: Grundwasserüberwachung (DVGW-LAWA-DVWK-Kolloquium am 10./11. Oktober an der Universität Karlsruhe). – Bonn: DVGW. – 15 S.

GRIMM-STRELE, J., BARUFKE, K.-P., FEUERSTEIN, W. (1993): Stoffliche Charakterisierung von Grundwasserlandschaften zur Ableitung von Referenzwerten. – In: LÜHR, H.-P. (Hrsg.): Kongreß Grundwassersanierung 1993, Berlin, 17. und 18. Febr. – Berlin: E. Schmidt. – S. 43–58.

GROHMANN, A. (1996): Sanierung von Enteisenungsanlagen. – gwf Wasser – Abwasser 137 (12), 665–671.

GROHMANN, A. (1997): Trinkwasserversorgung in den neuen Ländern. – WWt Wasserwirtschaft, Wassertechnik (3), 14.

GROHMANN, A., WINTER, W. (1996): Mögliche Beeinträchtigungen des Trinkwassers in den neuen Ländern durch Pflanzenschutzmittel. – Wasser & Boden 48 (10), 8–15.

GRONIK, V., EXNER, M. (1991): Vorkommen und Bedeutung eines neuen Erregers im Wasser. – Forum Städte-Hygiene 42 (3), 106–108.

GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1962): Moorstratigraphische Untersuchungen im Niederwesergebiet. – Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH Zürich, Stiftung Rübel 37, 100–116.

GRUNWALDT, H. S. (1969): Untersuchungen zum Schwefelhaushalt der schleswig-holsteinischen Böden. – Kiel. – Diss.

GUERRANT, R. L. (1997): Cryptosporidiosis: An Emerging, Highly Infectious Threat. – In: Emerging Infectious Diseases, Vol. 3, No. 1. – hier nach: www.cdc.gov/ncidod/EID/vol3no1/guerrant.htm. – 10 S.

GULLVAG, B., FRANK, H., NOROKORPI, Y. (1996): Secondary Air Pollutants: Epistomal Wax Erosion of Scots Pine Needles. – Environmental Science & Pollution Research 3 (3), 159–162.

GUNKEL, G. (1991): Die gewässerökologische Situation in einer urbanen Großsiedlung (Märkisches Viertel, Berlin). – In: SCHUMACHER, H., THIESMEIER, B. (Hrsg.): Urbane Gewässer. – Essen: Westarp Wissenschaften. – S. 122–174.

GUNKEL, G. et al. (1994): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. – Jena: Fischer. – 540 S.

GUNKEL, G. et al. (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. – Jena: Fischer – 540 S.

GUNKEL, G., LANGE, U.G. (1995): Untersuchung zur Sanierung eines Flachsees, des Rangsdorfer Sees/Brandenburg. – Erweiterte Zusammenfassung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Jahrestagung Hamburg 1994. Bd. 1. – 108–112.

HABERER, K. (1985): Anforderungen an das Rohwasser zur Trinkwasserversorgung. – In: Wasser Berlin '85 (Kongreß Berlin). – Berlin: Wissenschaftsverl. V. Spieß. – S. 676–690.

HABERER, K., TERNES, T. (1996): Bedeutung von wasserwerksgängigen Metaboliten für die Trinkwasserversorgung. – gwf Wasser – Abwasser 137 (10), 573–578.

HABERER, K., TERNES, T. (1997): Pharmarückstände in Oberflächengewässern. – Gewässerschutz Wasser Abwasser Jg. 158, 30/1–30/10.

HAGENDORF, U., KRAFFT, H. (1996): Erfassung und Bewertung undichter Kanäle im Hinblick auf die Gefährdung des Untergrundes. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 9/96.

HAGMEYER, G., GIMBEL, R. (1996): Aktivitäten in der Bundesrepublik Deutschland auf dem Gebiet der Membrantechnik zur Trinkwasseraufbereitung. – In: Membranfiltration – ein neues Verfahren zur Aufbereitung von Oberflächenwasser zu Trinkwasser. – Dokumentation zum 10. Mülheimer Wassertechnischen Seminar vom 23. Januar 1996. – Mülheim/Ruhr: IWW. – Berichte aus dem Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie (IWW). Bd. 16. – S. 81–91.

HAMANN, R. (1993): Ökonomische Bewertung der gegenwärtigen Ordnung der Wasserwirtschaft der Bundesrepublik unter Berücksichtigung neuerer Allokationsverfahren. – Frankfurt/M.: Peter Lang. – 224 S.

HAMES, H. (1996): Konzeption und Ziele der Grundwasserüberwachung in Deutschland. – In: Grundwasserüberwachung (DVGW-LAWA-DVWK-Kolloquium am 10./11. Oktober an der Universität Karlsruhe). – Bonn: DVGW. – 9 S.

HANCKE, K. (1994): Wasseraufbereitung – Chemie und chemische Verfahrenstechnik. – 3. verb. u. erw. Aufl. – Düsseldorf: VDI-Verl. – 309 S.

HANNAPPEL, S., VOIGT, H.-J., LAUTERBACH, D., ZIEGLER, G., GABRIEL, B. (1995): Entwicklung eines einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes in den neuen Bundesländern als Grundlage zur Erfüllung von Berichtspflichten des Bundes gegenüber der EU. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA – FB 97-065. – 203 S.

HANUS, H. (1992): Bearbeitung und Verdichtung von Böden. – In: BLUME, H.-P. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes. – Landsberg/Lech: ecomed. – S. 154 ff.

HÄRIG, F., MULL, R. (1992): Undichte Kanalisationssysteme – die Folgen für das Grundwasser. – gwf Wasser – Abwasser 133 (4), 196–200.

HARMS, E. (1997): Grundwasserbewirtschaftung in landwirtschaftlich geprägten Regionen Norddeutschlands. – Zentralblatt für Geologie und Palaeontologie, Teil I, 1996(1/2), 89–109.

HÄSSELBARTH, U. (1991): Die Bedeutung der Grenzwerte für chemische Stoffe in der Trinkwasserverordnung und die Regelungen beim Überschreiten von Grenzwerten. – In: AURAND, K. et al. (Hrsg.): Die Trinkwasserverordnung: Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden. – 3. neubearb. Auflage. – Berlin: E. Schmidt. – S. 126–127.

HEIL, K. H. (1993): Bewirtschaftungspläne – Grundlagen zum Schutz und zur Sanierung oberirdischer Gewässer. – In: MOSER, H. (Hrsg.): Wasser im Blickpunkt. – Kongreß Wasser Berlin 1993. – Essen: Vulkan-Verl. – S. 22–26.

HEINDEL, J. J., CHAPIN, R. E., GULATI, D. K. et al. (1994): Assessment of the Reproductive and Developmental Toxicity of Pesticide/Fertilizer Mixtures Based on Confirmed Pesticide Contamination in California and Iowa Groundwater. – Fundamental and Applied Toxicology 22 (4), 605–621.

HEINRICHS, G., FRISCH, H., UDLUFT, P. (1997): Strategie zur Vermeidung der Erschließung von arsenhaltigen Grundwässern für die Trinkwasserversorgung. – Mitglieder-Rundbrief des Landesverbandes Bayern im DVWK, Nr. 1/97, S. 31–35.

HEINZMANN, B. (1993): Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischen Regenabflüssen. – Düsseldorf: VDI Verl. – Reihe Umwelttechnik 113. – 185 S.

HENSCHLER, D. (1994): Toxikologie chlororganischer Verbindungen: der Einfluß von Chlorsubstituenten auf die Toxizität organischer Moleküle. – Weinheim: VCH. – 195 S.

HERING, L., JUNGMANN, R., ELIEWSKI, U., MARCHLEWITZ, B. (1989): Querschnittsuntersuchungen zum Vorkommen von Kryptosporidien-Infektionen – eine 2-Jahres-Studie. – Zeitschrift für Klinische Medizin 18, 1535–1539.

HERRMANN, M. (1993): Bewertung des Versickerungsverhaltens von Pflanzenschutzmitteln: Möglichkeiten und Grenzen. – Umweltchemische Ökotoxikologie 5 (5), 271–274.

HERTERICH, R., HERRMANN, R. (1990): Comparing the distribution of nitrated phenols in the atmosphere of two German hill sites. – Environmental Technology 11, 961–972.

HIRSCH, P. (1986): Microbial life at extremly low nutrient levels. – Advanced Space Research 6, 287–298.

HIRSCH, P., RADES-ROHKOHL, E. (1983a): Die Zusammensetzung der natürlichen Grundwassermikroflora und Untersuchungen über ihre Wechselbeziehungen mit Fäkalbakterien. – Bonn: Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft. – DVGW-Schriftenreihe Wasser 35, 59–80.

HIRSCH, P., RADES-ROHKOHL, E. (1983b): Microbial diversity in a groundwater aquifer in northern Germany. – Development in Industrial Microbiology 24, 183–200.

HIRSCH, P., RADES-ROHKOHL, E. (1984): Untersuchungen der Lebensdauer von Bakterien und Viren im Grundwasser im Hinblick auf die Ausweisung von Schutzgebieten für die Grundwassergewinnungsanlagen; Untersuchungen von Zusammensetzung und Aktivität der natürlichen Grundwassermikroflora. – Forschungsbericht Wasser 102 02 202/04. – Berlin: Umweltbundesamt.

HIRSCH, P., RADES-ROHKOHL, E. (1988): Die Vielfalt mikrobieller Morphotypen im Grundwasserbe-

reich des Segeberger Forstes. – Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft 139, 343–353.

HIRSCH, R., TERNES, T., HABERER, K., KRATZ, K. (1996): Nachweis von Betablockern und Bronchospasmolytika in der aquatischen Umwelt. – Vom Wasser 87, 263–274.

HMUEJFG (Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit) (Hrsg.) (1997a): Anforderungen des Gewässerschutzes an die Landwirtschaft (Wasserversorgung – Grundwasserschutz). – Wiesbaden: HMUEJFG. – 55 S.

HMUEJFG (1997b): Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried (Vorentwurf). – Wiesbaden: HMUEJFG. – 128 S.

HOFFMEISTER, J. (1992): Die Bedeutung wasserwirtschaftlicher Rahmen- und Bewirtschaftungspläne im Verhältnis von Rahmenplanung und Fachplanung. – Dortmund. – Diss. – 270 S.

HOFMANN, B., TEUTSCH, G. (1995): Bestimmung und Vorhersage des Schadstofftransports im Einzugsbereich eines Wasserwerks unter Berücksichtigung der Parameterunsicherheit. – Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft. Bd. 146, Teil 1, (Hydrogeologische Beiträge 14), S. 169.

HOLST, M., HOFFMEISTER, J., POTTHOFF, U. et al. (1991): Planungsverfahren für Umweltfachpläne. – Berlin: E. Schmidt. – Berichte des Umweltbundesamtes 1/91. – 358 S.

HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie, Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. – 5. überarbeitete und erweiterte Auflage. – Stuttgart: Enke Verl. – 441 S.

HÖLTING, B., HAERTLÉ, T., HOHBERGER, K.-H., et al. (1995): Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. – Geologisches Jahrbuch C 63, 5–24.

HÖTZL, H., MAKURAT, A. (1981): Veränderungen der Grundwassertemperatur unter dicht bebauten Flächen am Beispiel der Stadt Karlsruhe. – Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft 132, 767–777.

HÜBLER, K.-H., KAETHER, J., PLETZ, C. (1996): Institutionelle Ressourcen und Restriktionen bei der Erreichung einer umweltverträglichen Raumnutzung. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – Materialien zur Umweltforschung. Bd. 28. – 140 S.

HÜGIN, G. (1962): Wesen und Wandlung der Landschaft am Oberrhein. – Beiträge Landespflege (Festschrift Wiepking) 1, 186–250.

HÜGIN, G. (1990): Die Moorwälder der Freiburger Bucht. – Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Beihefte, Bd. 29. – S. 88.

HUSMANN, S. (1959): Neuere Ergebnisse der Grundwasserbiologie und ihre Bedeutung für die Praxis der Trinkwasserversorgung. – Gewässer und Abwässer 24, 33–47.

HUSMANN, S. (1978): Die Bedeutung der Grundwasserfauna für biologische Reinigungsvorgänge im Interstitial von Lockergesteinen. – gwf Wasser – Abwasser 119, 293–302.

HÜTTER, L.A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. – Frankfurt/Main: Verl. Salle. – 515 S.

HÜTTL, R.F. (1991): Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. – Freiburg im Breisgau. – Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen. 28. – 440 S.

HÜTTL, R.F. (1997): Ökologisches Entwicklungspotential von Bergbaufolgelandschaften am Beispiel des Lausitzer Braunkohlereviers. – In: Tagungsband 29. Hohenheimer Umwelttagung „Abbau von Bodenschätzen und Wiederherstellung der Landschaft". – Hohenheim: Verl. Günter Heimbach. – S. 31–38.

HÜTTL, R.F., BELLMANN, K., SEILER, W. (Hrsg.) (1995): Atmosphärensanierung und Waldökosysteme. – Taunusstein: Verl. Eduard Blottner. – Umweltwissenschaften. Bd. 4. – 238 S.

HÜTTL, R.F., HEINKELE, T., WISNIEWSKI, J. (Eds.) (1996): Minsite recultivation. – Dordrecht: Kluwer Acad. Publ. – 160 S.

HÜTTL, R.F., SCHAAF, W. (1995): Nutrient supply of forest soils in relation to management and site history. – Plant and Soil 168/169, 31–41.

IHRINGER, J. (1996): Hochwasser aus ländlichen und städtischen Gebieten: Entstehung und Berechnung. – Die Geowissenschaften 14 (12), 523–530.

IRIS (Integrated Risk Information System der amerikanischen Umweltbehörde Environmental Protection Agency, EPA) (1996): Trichloroacetic acid. – CASRN 76-03-9 (04/01/97). – Environmental Protection Agency U.S. (EPA).

IRIS (1997): Diverse „IRIS Substance Files" über die Karzinogenität flüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe. – ausgehend von: http://epa.gov/ngispgm3/iris/index.htm.

IVA (Industrieverband Agrar e.V.) (1990): Wirkstoffe in Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln: Physikalisch-chemische und toxikologische Daten. – Frankfurt/M.: IVA.

IVA (Hrsg.) (1997): Wichtige Zahlen: Düngemittel – Produktion, Markt, Landwirtschaft. – Frankfurt/M.: IVA.

IVEN, H. (1996): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur künstlichen Grundwasseranreicherung. – In: DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches) (Hrsg.) (1996): Wassergewinnung und Wasserwirtschaft (Ltg.: FLINSPACH, D.). – München: Oldenbourg. – Lehr- und Handbuch Wasserversorgung. Bd. 1. – S. 451–480.

JACOBITZ, K. (1994): Sicherung der Gewässergüte als gemeinsame Aufgabe der Raumplanung und der Wasserwirtschaft. – In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Wassergütewirtschaft und Raumplanung. – Hannover: ARL. – Forschungs- und Sitzungsberichte. Bd. 192. – S. 1–20.

JEDLITSCHKA, J. (1996): Konzeption und Ziele der Grundwasserüberwachung in Deutschland. – In: Grundwasserüberwachung (DVGW-LAWA-DVWK-

Kolloquium am 10./11. Oktober an der Universität Karlsruhe). – Bonn: DVGW. – 14 S.

JONECK, M., PRINZ, R. (1996): Organische und anorganische Schadstoffe in straßennahen Böden unterschiedlich stark befahrener Verkehrswege in Bayern. – Wasser & Boden 48 (9), 49–54.

KAESTNER, A. (1965): Lehrbuch der speziellen Zoologie. – 2. Aufl. – Stuttgart: G. Fischer Verl.

KAMPE, D. (1987): Dezentrale Konzeptionen räumlicher Wasservorsorge. – Informationen zur Raumentwicklung H. 5/6, 323–333.

KAMPE, D. (1988): Möglichkeiten der Umsetzung neuer Ansätze räumlicher Wasservorsorgepolitik. – Informationen zur Raumentwicklung H. 3/4, 191–198.

KAMPE, D. (1994): Wasservorsorgepolitik der Bundesraumordnung. – In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Wassergütewirtschaft und Raumplanung. – Hannover: ARL. – Forschungs- und Sitzungsberichte. Bd. 192. – S. 35–42.

KARANIS, P., SEITZ, H. M. (1996): Vorkommen und Verbreitung von *Giardia* und *Cryptosporidium* im Roh- und Trinkwasser von Oberflächenwasserwerken. – gwf Wasser – Abwasser 137, 94–100.

KAYSER, F.H. (1993a): Grundlagen der medizinischen Mikrobiologie. – In: KAYSER, F.H. , BIENZ, K.A., ECKERT, J., LINDENMANN, J. (Hrsg.): Medizinische Mikrobiologie: Immunologie, Bakteriologie, Mykologie, Virologie, Parasitologie. – 8. überarb. Aufl. – Stuttgart: Thieme.

KAYSER, F.H. (1993b): Erreger bakterieller Infektionskrankheiten. – In: KAYSER, F.H., BIENZ, K.A., ECKERT, J., LINDENMANN, J. (Hrsg.): Medizinische Mikrobiologie: Immunologie, Bakteriologie, Mykologie, Virologie, Parasitologie. – 8. überarb. Aufl. – Stuttgart: Thieme.

KAZDA, M., VERBUECHELN, G., LUWE, M., BRANS, S. (1992): Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen auf Erlenbruchwälder am Niederrhein. – Natur und Landschaft 67 (6), 283–287.

KBwS (Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe/BMU) (1996): Einstufung wassergefährdender Stoffe. – Bundesgesundheitsblatt (8), 318.

KERNDORFF, H., SCHLEYER, R., DIETER, H. (1993): Bewertung der Grundwassergefährdung von Altablagerungen: Standardisierte Methoden und Maßstäbe. – Berlin: Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes. – WaBoLu Hefte 1/93.

KESTEL, U. (1996): Platineintrag in die Umwelt durch die Emission aus Kraftfahrzeugkatalysatoren-Belastungen im Straßenbereich der Stadt Erlangen. – Forum Städte-Hygiene 47, 293–297.

KINZELBACH, W. (1992): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser. – 2. Auflage. – München: Oldenbourg Verl. – Schriftenreihe gwf Wasser – Abwasser. 21. – 343 S. – zugl. Stuttgart: Univ. (Habil.Schr., 1987).

KISTEMANN, T. (1997): Trinkwasserinfektionen – Risiken in hochentwickelten Versorgungsstrukturen. – Geographische Rundschau 49 (4), 210–215.

KISTENMACHER, H., GEYER, T. (1989): Zielvorstellungen der Raumordnung für die Wasserwirtschaft. – In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Daten zur Raumplanung. Teil C Fachplanungen und Raumordnung. – Hannover: ARL. – S. 293–313.

KLUGE, T., SCHRAMM, E. (1995): Wasser als Problem – Wasser als Politik. Eine Chronologie der Wasserdebatte in Deutschland. – In: Jahrbuch Ökologie 1995. – München: Verl. C.H. Beck. – S. 226–239.

KNEPPER, T. P. (1997): Polare organische Stoffe und ihre Bedeutung für das Trinkwasser. – Vortrag anläßlich der Feier „20 Jahre ESWE-Institut für Wasserforschung und Wassertechnologie", Wiesbaden, 23./24. Oktober 1997. – Wiesbaden: ESWE.

KNOBLAUCH, S. (1996): Wasser- und Stofftransport über präferentielle Fließbahnen in Böden – eine Literaturübersicht. – Wasserwirtschaft 86 (11), 598–602.

KNOPP, G.-M. (1995): Rechtliche Kriterien bei der Festsetzung von Wasserschutzgebieten. – Zeitschrift für Wasserrecht 34 (1), 1–5.

KNOPP, G.-M. (1996): Flächendeckender Gewässerschutz und Wasserschutzgebiete – ihr Beitrag zur Sicherstellung der Trinkwasserversorgung – aus rechtlicher Sicht. – gwf (Das Gas- und Wasserfach) Wasser – Abwasser. Sonderheft 137 (14), 36–39.

KNOPP, G.-M. (1997): Die neue Grundwasserverordnung – ein Zwischenschritt zur Ausgestaltung des flächendeckenden Grundwasserschutzes in der Europäischen Gemeinschaft. – Zeitschrift für Wasserrecht 36 (4), 205–219.

KOBUS, H. (1994): Neuere Erkenntnisse aus der Grundwasserforschung – Eintrag und Transport von Stoffen. – Bonn: Deutscher Verband des Gas- und Wasserfaches. – DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 84. – S. 25–49.

KOBUS, H., SÖLL, T. (1991): [Natürlicher und künstlicher Wärmeeintrag – Auswirkungen auf den Grundwasserhaushalt.] Zweiter Teil: Numerische Modellierung des Wärmetransports. – gwa (Gewässerschutz Wasser – Abwasser 71 (3), 194–211.

KOBUS, H., SÖLL, T. (1992): Modellierung des großräumigen Wärmetransports im Grundwasser. – In: DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) (Hrsg.): Schadstoffe im Grundwasser. – Bd. 1: Wärme- und Schadstofftransport im Grundwasser. – Weinheim: VCH. – Kap. 3., S. 81–133.

KÖLBEL-BOELKE, J. (1988): Diversität heterotropher Bakteriengemeinschaften in einem pleistozänen, sandig-kiesigen Grundwasserleiter bei Bocholt/Westf. – Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft 139, 355–363.

KÖLBEL-BOELKE, J., TIEMKEN, B., NEHRKORN, A. (1988): Microbial communities in the satured groundwater environment: I. Method of isolation and characterization on of heterotrophic bacteria. – Microbial Ecology 16, 17–29.

KÖLLE, W. (1982): Auswirkungen der Nitratbelastung in einem reduzierenden Grundwasserleiter. – DVGW-Schriftenreihe Wasser. 31. – S. 109–129.

KONOLD, W. (1994): Der Wandel der Donau und ihrer Aue in Baden-Württemberg. Rückblick und Ausblick. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg. Bd. 17. – S. 99–122.

KORNECK, D., SCHNITTLER, M., VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – Bonn: BfN. – Schriftenreihe für Vegetationskunde. H. 28, S. 21–187.

KORNECK, D., SUKOPP, H. (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen. – Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverl. – Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bd. 19. – 210 S.

KRAEMER, R.A., WANKE, A. (1992): Zukunftsperspektiven der Wasserversorgung. – Gutachten erstellt im Auftrag des Büro für Technikfolgenabschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB). – Bonn: TAB. – Materialien zum TAB-Arbeitsbericht Nr. 17. – 267 S.

KRAUSE, W., ABRAHAM, A., LEHMANN, D. (1995): Evidence of Cryptosporidium in children with symptomatic enteritis from the Leipzig administrative area 1987–1992. – Applied Parasitology 36 (1), 66–71.

KUCKSHINRICHS, W. (1990): Zur ökonomischen Theorie der Grundwassernutzung. – Münster: Lit. – Volkswirtschaftliche Schriftenreihe. 12. – 190 S. – zugl. Oldenburg. – Diss.

KUNTZE, H. (1981): Bedeutung und Schutz von Mooren und Feuchtgebieten. – Kongreß Wasser Berlin 1981. – Bd. 1. – Die technisch-wissenschaftlichen Vorträge auf dem Kongreß Wasser 1981, Berlin.

KYLIN, H. (1996): Airborne Lipophilic Pollutants in Pine Needles. – Environmental Science & Pollution Research 3 (4), 218–223.

LABHART, W. (1991): Thermische und chemische Beeinflussung des Grundwassers durch Einleitung von Warmwasser. – gwa (Gewässerschutz Wasser – Abwasser) 71 (1), 37–60.

Landesamt für Wasserwirtschaft, Rheinland-Pfalz (Hrsg.) (1991): Merkblatt zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit. – Mainz: Landesamt für Wasserwirtschaft. – 64 S.

LANGFORD, T.E.L. (1990): Ecological effects of thermal discharges. – London: Elsevier Applied Science.

LAUSCHMANN, E. (1994): Der Raumordnungspolitische Orientierungsrahmen der Bundesregierung – eine neue Positionsbestimmung für die Raumordnungspolitik. – Raumforschung und Raumordnung. H. 2, S. 96–100.

LAVEN, G. (1994): Zusammenarbeit zwischen Raumordnung und wasserwirtschaftlicher Fachplanung in Bayern. – In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Wassergütewirtschaft und Raumplanung. – Hannover: ARL. – Forschungs- und Sitzungsberichte. Bd. 192. – S. 50–62.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.) (1988): Grundwasser – Richtlinien für Beobachtung und Auswertung. – Teil 2: Grundwassertemperatur (Grundwasserrichtlinie 2/87). – Essen: Woeste-Verl.

LAWA (1992): Deutsche Anforderungen an einen fortschrittlichen (zukunftsweisenden) Grundwasserschutz in der Europäischen Gemeinschaft. – Stuttgart: LAWA.

LAWA (1993): Grundwasser, Richtlinien für Beobachtung und Auswertung Teil 3 – Grundwasserbeschaffenheit. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, ad-hoc Arbeitskreis „Grundwasserbeschaffenheitsrichtlinie". – Essen: Woeste Verl.

LAWA (1995): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit: Nitrat. – Essen: Woeste Verl. – 104 S.

LAWA (1996): Nationale Gewässerschutzkonzeption – Aktuelle Schwerpunkte. – Stuttgart: LAWA. – 20 S.

LAWA (Hrsg.) (1997a): Ergebnisniederschrift über die 23. Sitzung der LAWA-Arbeitsgruppe „Grundwasser und Wasserversorgung" am 17. und 18. Juli 1997 in Clausthal-Zellerfeld. – Berlin: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie.

LAWA (1997b): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit: Pflanzenschutzmittel. – Essen: Woeste Verl.

LeCHEVALLIER, M.W., NORTON, W.D., SIEGEL, J.E. et al. (1995): Evaluation of the immunofluorescence procedure for detection of Giardia cysts and Cryptosporidium oocysts in water. – Applied Environmental Microbiology 61 (2), 690–697.

LEE, M.D., THOMAS, J.M., BORDEN, R.C., BEDIENT, P.B. et al.: Biorestoration of aquifers contaminated with organic compounds. – Critical Reviews in Environmental Control 18, 29–89.

LESER, H. (1997): Landschaftsökologie. – Stuttgart: Ulmer. – 644 S.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (Hrsg.) (1992): Grundwasserüberwachungsprogramm – Pilotprojekt Karlsruhe. – Karlsruhe: LfU Baden-Württemberg.

LOFI, W., MEHLHORN, H., KOBUS, H. (1977): Betrachtungen zum Wärmehaushalt des Untergrundes im Raum Karlsruhe. – Bericht Nr. 544 des Instituts für Hydromechanik der Universität Karlsruhe.

LÖLF (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.) (1985): Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern. – Recklinghausen: LÖLF. – 65 S.

LONDO, G. (1975): Infiltrieren ist Nivellieren. – De Levende Natuur 78 (4), 74–79.

LOOSLI, R. (1994): Triazines. – Toxicology Vol. 91, 59–62.

LORENZL, H. (1996): Reinigung stark belasteter Grundwässer mittels Elektronenstrahltechnik (ELTRONDEC®). – Vortrag im Rahmen der Fachtagung „Grundwasserschadensfälle – Grundwasserschutz und Grundwasserreinigung – Sanierung von Grund-

wasserschäden", Offenbach, 13./14. Juni 1996. – Vortragsmanuskript. – 13 S.

LOZÁN, J., KAUSCH, H. (Hrsg.) (1996): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren: Wissenschaftliche Fakten. – Berlin: Paul Parey. – 391 S.

LUTZ, W. (1984): Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Verwendung von Gebietskenngrößen. – Karlsruhe. – Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 24.

LUX, R., KALTSCHMITT, M. (1997): Außenluft- und erdreichgekoppelte Wärmepumpen – Systemtechnische und energiewirtschaftliche Analyse. – Zeitschrift für Energiewirtschaft (1), 69–77.

MAGOULAS, G., LEIST, H.-J., GROTE, U. (1996): Ökologisch orientierter Grund- und Trinkwasserschutz unter besonderer Berücksichtigung der Folgekosten landwirtschaftlicher Aktivitäten. – München: Oldenbourg. – Schriftenreihe gwf Wasser – Abwasser. Bd. 25. – 385 S.

MARQUARDT, H., SCHÄFER, S.G. (Hrsg.) (1994): Lehrbuch der Toxikologie. – Mannheim: Wissenschaftsverl.

MARQUARDT, K. (1988): Erzeugung von Reinstwasser. – Renningen: expert. – 395 S.

MARXSEN, J. (1982): Ein neues Verfahren zur Untersuchung der bakteriellen Besiedlung grundwasserführender sandiger Sedimente. – Archiv Hydrobiologie 95, 221–233.

MATERNA, J., FIEDLER, H.J. (1992): Waldschäden als Folge chemischer Veränderungen der Atmosphäre. – Berichte IUFRO (International Union of Forest Organizations) – Centennial Berlin-Eberswalde. – S. 113–125.

MATTHESS, G. (1990): Die Beschaffenheit des Grundwassers. – Berlin: Verl. Borntraeger. – Lehrbuch der Hydrogeologie. Band 2. – 498 S.

MATHESS, G., BEDBUR, E., DUNKELBERG, H. et.al. (1995): Aufklärung der für den Pflanzenschutzmitteleintrag ins Grundwasser verantwortlichen Vorgänge, insbesondere im Hinblick auf die Trinkwasserversorgung. – Verbundvorhaben 02 WT 89137 Abschlußbericht. – Berlin: Umweltbundesamt.

MAYER, B. (1992): Untersuchungen zur Isotopengeochemie des Schwefels in Waldböden und neu gebildetem Grundwasser unter Wald. – München. – Diss. – 179 S.

MAYER, H. (1984): Wälder Europas. – Stuttgart: Fischer.

MEISNER, L.F., ROLOFF, B.D., BELLUCK, D.A. (1993): In vitro effects of N-nitrosoatrazine on chromosome breakage. – Archives of Environmental Contamination and Toxicology 24 (1), 108–112.

MEYER, F.H. (1980): Landschaftsökologisches Gutachten über die Beeinflussung des Landschaftshaushaltes im Raum Fuhrberg, Berghof, Lindwedel, Elze durch die Grundwassernutzung. – Universität Hannover, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz.

MEYER, R., JÖRISSEN, J., SOCHER, M. (1995): Technikfolgen-Abschätzung „Grundwasserschutz und Wasserversorgung" Teil 1: Entwicklungsperspektiven der Landwirtschaft. – Berlin: E. Schmidt. – XI, 557 S.

MKRO (Ministerkonferenz für Raumordnung) (1985): Entschließungen und Stellungnahmen. – Bonn: Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau.

MKRO (1995): Raumordnungspolitischer Handlungsrahmen. Beschluß der Ministerkonferenz für Raumordnung in Düsseldorf vom 8. März 1995. – Bonn: Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau. – 43 S.

MKRO (1996): Entschließungen und Stellungnahmen. – Bonn: Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau.

MOE, C. L. (1997): Waterborne Transmission of Infectious Agents. – In: HURST, C.J. (Hrsg.): Water Microbiology in Public Health, Bd. III. – Washington, D.C.: ASM PRESS. – S. 136–152.

MÖHLE, K. (1992): Meßkonzepte. – In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Grundwasserüberwachungsprogramm – Pilotprojekt Karlsruhe. – Karlsruhe: LfU Baden-Württemberg. – S. 1–6.

MORGAN, M.K., SCHEUERMANN, P.R., BISHOP, C.S. et al. (1996): Teratogenic potential of atrazine and 2,4-D using FETAX. – Journal of Toxicology and Environmental Health 48 (2), 151–168.

MORRIS, R.D. (1995): Drinking Water and Cancer. – Environmental Health Perspectives 103 (Suppl. 8), 225–232.

MÜLLER, E., SCHNURTER, M.F., STORCHENEGGER, I. (1991): Einfluß der Kaltwasserrückgabe einer Wärmepumpenanlage im Grundwasser. Auswirkungen auf den Chemismus und das Selbstreinigungsvermögen sowie Simulationen mittels numerischer Modelle. – gwa (Gewässerschutz Wasser – Abwasser) 71 (1), 61–76.

MÜLLER, F.X. (1995): Entsäuerung und Aluminiumeliminierung: Wege zur Sanierung von Entsäuerungsanlagen. – München: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 3/95. – S. 343–353.

MÜLLER, J., RINGELTAUBE, J., DREESMANN, S. (1997): Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft zur Sicherung der Trinkwasserversorgung: Das niedersächsische Kooperationsmodell zum Trinkwasserschutz. – Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. – Zentralblatt für Geologie und Palaeontologie, Teil I, 1996(1/2), 31–40.

MUSCHACK, W. (1989): Straßenoberflächengewässer: Eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung. – Vom Wasser 72, 267–282.

NABER, G. (1984): Fernwasserversorgung. – gwf Wasser – Abwasser 125 (6), 191–194.

NABER, G. (1996): Fernwasserversorgung – dargestellt unter besonderer Berücksichtigung von technisch-wissenschaftlichen Entwicklungen und Erfah-

rungen bei der Bodensee-Wasserversorgung. – München: Oldenbourg.

NAGEL, M. (1994): Graphische Analyse der möglichen PBSM-Belastung des Trinkwassers durch Auswertung von Daten aus landwirtschaftlichen Schlägen. – Tagung vom 12. Oktober 1993. (DASKEDATEI) – In: Vorkommen von PBSM im Trinkwasser der neuen Länder. – Berlin: Umweltbundesamt. – S. 33–47.

NEHRKORN, A. (1988): Siedlungsdichte und Verteilung von Bakterien im Grundwasserbereich. – Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft 139, 309–319.

NEUMANN, H., SCHULTZ-WILDENAU, H.-J., SCHILLING, J. (1990): Wasserwirtschaftliche Rahmenpläne und Bewirtschaftungspläne (§§ 36, 36b Wasserhaushaltsgesetz) als Beitrag zum Umweltschutz in Niedersachsen. – In: Umwelt, Politik, Technik, Recht: Heinrich von Lersner zum 60. Geburtstag. – Berlin: E. Schmidt Verl. – S. 257–273.

Niedersächsisches Landesamt für Wasser und Abfall (Hrsg.) (1990): Grundwassergüte-Meßnetz Niedersachsen: Niedersächsische Richtlinie für die Auswahl, den Bau und für die Funktionsprüfung von Meßstellen. – Hildesheim: Niedersächsisches Landesamt für Wasser und Abfall.

NIEMANN, E. (1973): Grundwasser und Vegetationsgefüge. Grundwasserdauerlinien-Koinzendenzmethode und Dauerlinien-Variabilitätsdiagramm im Rahmen ökologischer Untersuchungen an grundwasserbeeinflußten Vegetationseinheiten. – Nova Acta Leopoldina, NF Supplement 38 (6), 1–172.

NOLTING, H.-G. (1995): Der Gewässerschutz im Zulassungsverfahren. – Tagung vom 16. März 1995 in Bonn. – In: Forum Gewässerschutz und Pflanzenschutz. – Frankfurt/M.: IVA. – S. 42–54.

NORDMEYER, H., PESTEMER, W. (1995): Laborabbau und -sorptionsversuche mit Pflanzenschutzmitteln im Bodenprofil. – Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 36 (1), 6–10.

NTP (National Toxicology Program, USA) (1993a): Toxicity Studies of Pesticide/Fertilizer Mixtures Administered in Drinking Water to F344/N Rats and B6C3F1 Mice. – In: TOX-36 – Pesticide/Fertilizer Mixtures. – hier nach: http://ntp-server.niehs.nih.gov/htdocs/ST-studies/TOX036.html.

NTP (1993b): Toxicity Studies of a Chemical Mixture of 25 Groundwater Contaminants Administered in Drinking Water to F344/N Rats and B6C3F1 Mice. – In: TOX-35 – Chemical Mixture of 25 Groundwater Contaminants. – hier nach: http://ntp-server.niehs.nih.gov/htdocs/ST-studies/TOX035.html.

NTP (1997): Diverse NTP-Reports „Long-term Studies" nach: http://ntp-server.niehs.nih.gov/htdocs/LT-studies/.

OBERMANN, P. (1982): Auftreten erhöhter Nitratkonzentrationen im Grundwasser. – Bonn: VDG. – Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz. 46. – S. 6–17.

OSTENDORP, W. (1992): Sedimente und Sedimentbildung in Seeuferröhrichten des Bodensee-Untersee. – Limnologica 22, 16–33.

OSTROWSKI, M.W., OBERMANN, I. (1997): Grundlagen und Werkzeuge zur ganzheitlichen wasserwirtschaftlichen Planung. – Wasser und Boden 49 (5), 61–65.

OTTO, A. (1991): Grundlagen einer morphologischen Typologie der Bäche. – In: LARSSON, P. (Hrsg.): Beiträge zur naturnahen Gestaltung von Fließgewässern. – Karlsruhe: Universität. – Mitteilungen Universität Karlsruhe Institut Wasserbau Kulturtechnik. 180. – S. 1–94.

OTTO, S., RIELLO, L., DÜRING, R.-A. et al. (1997): Herbicide Dissipation and Dynamics Modelling in Three Different Tillage Systems. – Chemosphere 34 (1), 163–178.

PAYMENT, P., RICHARDSON, L., SIEMIATYCKI, J. et al. (1991): A Randomized Trial to Evaluate the Risk of Gastrointestinal Disease due to Consumption of Drinking Water Meeting Current Microbiological Standards. – American Journal of Public Health 81 (6), 703–708.

PESTEMER, W., NORDMEYER, H. (1993): Abschätzung potentieller Grundwassergefährdung durch Pflanzenschutzmittel. – Wasser & Boden 45 (2), 70–76.

PETERS, B., BORCHERS, U., OVERATH, H. (1996): Untersuchungen und Berechnungen zur Abschätzung der Grundwassergefährdung durch PSM-Einträge an ausgewählten Standorten. – In: Grundwasserschutz – Konzepte '96. – Grundwasser-Kolloquium am 14./15. Februar 1996. – Dresden: Institut für Grundwasserwirtschaft. – S. 203–216

PETERS, H.-J. (1988): Das planungsrechtliche Instrumentarium des Wasserrechts. – Umweltplanungsrecht H. 9, 325–331.

PETERS, M., BLUME, H.P. (1989): Niederschlagssulfat als Nähr- und Schadstoff in schleswig-holsteinischen Böden. – Oldenburg: DBG. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59/II. – S. 751–754.

PETRY, F. (1997): Epidemiological study of Cryptosporidium parvum antibodies in sera of individuals from Germany. – Mainz: Institut für Medizinische Mikrobiologie und Hygiene der J. Gutenberg-Univ. – unveröffentlichtl. Manuskript.

PFADENHAUER, J. (1994): Renaturierung von Niedermooren – Ziel, Probleme, Lösungsansätze. – In: BÖCKER, R., KOHLER, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete: Gefährdung, Schutz, Renaturierung. – Ostfildern: Günter Heimbach. – Hohenheimer Umwelttagung. 26. – S. 57–73.

PFENNIG, N., WIDDEL, F., TRÜPER, H.G. (1981): The dissimilator sulfate-reducing bacteria. – In: STARR, M.P. et al. (Eds.): The Prokaryotes, Vol. 1. – Berlin: Springer. – S. 926–940.

PINTER, A., TOROK, G., BORZSONYI, M. et al. (1990): Long-term carcinogenicity bioassay of the herbicide atrazine in F344 rats. – Neoplasma 37 (5), 533–544.

PRIETZEL, J., REHFUESS, K.E. (1997): Remobilisierung von Schwefel aus experimentell mit Sulfat belasteten Böden der ARINUS-Flächen: II. Ergebnisse wiederholter flächenrepräsentativer Bodeninventuren. – FK/PEF-Berichte (im Druck).

PRIGOGINE, I. (1988): Vom Sein zum Werden. – 5. Aufl. – München: Piper.

PUCHERT, W. (1994): Gezielte PBSM-Untersuchungen im Trinkwasser von ausgewählten Hausbrunnen in Mecklenburg-Vorpommern. – Tagung vom 12. Oktober 1993. (DASKE-DATEI). – In: Vorkommen von PBSM im Trinkwasser der neuen Länder. – Berlin: Umweltbundesamt. – S. 49–62.

RADERMACHER, W. (1998): Land Use Accounting: Pressure Indicator for Economic Activities. – In: UNO, K., BARTHELMUS, P. (Eds.): Accounting in Theory and Practice. – Dordrecht: Kluwer Acad. Publ. – S. 229 ff.

RECHENBERG, J. (1997): Die geplante EG-Wasserrahmenrichtlinie: Chancen und Risiken für den Gewässerschutz. – UTA (Umwelt Technologie Aktuell) 3, 201–205.

REHFELD, G. (1986): Libellen als Indikatoren des Zustandes von Fließgewässern des norddeutschen Tieflandes. – Archieves Hydrobiology 108, 77–95.

RENGER, M., STREBEL, O. (1982): Einfluß der Grundwasserabsenkung auf landwirtschaftliche Erträge. – Bonn: DVWK. – 4. DVWK-Fortbildungskurs Grundwasser.

RENNER, I., SCHLEYER, R., MÜHLHAUSEN, D. (1990): Gefährdung der Grundwasserqualität durch anthropogene organische Luftverunreinigungen. – Düsseldorf: VDI. – VDI-Berichte Nr. 837. – S. 705–727.

REUSS, J.O., JOHNSON, D.W. (1985): Effect of soil processes on the acidification of water by acid deposition. – Journal for Environmental Quality 14, 26–31.

RICHTER, K. (1994): Ziele der Raumordnung und Landesplanung für die Wasserwirtschaft in Nordrhein-Westfalen. – In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Wassergütewirtschaft und Raumplanung. – Hannover: ARL. – Forschungs- und Sitzungsberichte. Bd. 192. – S. 73–82.

RIECKEN, U., RIES, U., SSYMANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. – Greven: Kilda-Verl. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 41. – 184 S.

RIPL, W. (1997): Planung nachhaltiger Landschaft: Ein Paradigma für zukunftsfähige Planung auf der Basis des wasserhaushaltsbezogenen ETR-Modells. – In: HANISCH, J. (Hrsg.): Beiträge zu einer aktuellen Theorie der räumlich-ökologischen Planung. – Berlin: VWF. – S. 95–118.

RIPL, W. et al. (1994): Entwicklung eines Land-Gewässer-Bewirtschaftungskonzeptes zur Senkung von Stoffverlusten an Gewässern. – Berlin: TU Berlin.

RIPL, W., HILDMANN, C. (1997): Ökosysteme als thermodynamische Notwendigkeit. – In: FRÄNZLE, O., SCHRÖDER, W., MÜLLER F. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. – Losebl.-Ausg. – Landsberg/Lech: ecomed. – S. 1–12.

RITTERBUSCH, B. (1974): Zur Ökologie des tierischen Psammons in einem Sickerbecken der Berliner Wasserwerke und seine Bedeutung für die Reinigung von infiltriertem Oberflächenwasser. – Zeitschrift für angewandte Zoologie 61, 301–344.

ROBERTSON, L.J., CAMPBELL, A.T., SMITH, H.V. (1992): Survival of Cryptosporidium parvum oocysts under various environmental pressures. – Applied Environmental Microbiology 58 (11), 3494–3500.

RÖDEL, D. (1987): Vegetationsentwicklung nach Grundwasserabsenkungen: Dargestellt am Beispiel des Fuhrberger Feldes in Niedersachsen. – In: Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. – Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung TU Berlin. 1. – 245 S.

ROHMANN, U. (1988): Förderung und Aufbereitung hochbelasteter Grundwasserteilströme zur mittelfristigen Unterstützung einer grundwasserschonenden Landbewirtschaftung. – In: BMFT und KfK (-PtWT) (Hrsg.): Neue Technologien in der Trinkwasserversorgung. 6. Statusseminar 1988. – Bonn: Wirtschafts- und Verlags-Gesellschaft. – DVGW Schriftenreihe Wasser. – S. 241–263.

ROHMANN, U. (1993): Möglichkeiten und Grenzen von Sanierungskonzepten zur Lösung des Nitratproblems. – In: DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches) (Hrsg.) (1993): Wasserchemie für Ingenieure. – München: Oldenbourg. – Lehr- und Handbuch Wasserversorgung. Bd. 5. – S. 323–380.

ROHMANN, U., SONTHEIMER, H. (1985): Nitrat im Grundwasser: Ursachen, Bedeutung und Lösungswege. – DVGW-Forschungsstelle/Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe. – 468 S.

RÖMBKE, J., KNACKER, T., STAHLSCHMIDT-ALLNER, P. (1996): Umweltprobleme durch Arzneimittel. – Literaturstudie. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 60/96.

ROSE, J.B., BOTZENHART, K. (1990): Cryptosporidium und Giardia im Wasser – Nachweisverfahren, Häufigkeit und Bedeutung als Krankheitserreger. – gwf Wasser – Abwasser 131 (10), 563–572.

ROSE, J.B., LISLE, J.T., LeCHEVALLIER, M. (1997): Waterborne Cryptosporidiosis: Incidence, Outbreaks, and Treatment Strategies. – In: FAYER, R. (Ed.): Cryptosoridium and Cryptosporidiosis. – Boca Raton: CRC Press. – S. 93–109.

ROTH, D., EGGERS, T., SEESSELBERG, F., ALBRECHT, M. (1995): Analyse des Bundesfachverbandes Feldberegnung (BFVF) zum Stand der Beregnung in Deutschland. – Sonderdruck aus: Zeitschrift für Bewässerungswirtschaft 30 (2), 8 Seiten.

ROTH, H. (1988): Erläuterungen: Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz), § 3 Rz. 15. – In: LERSNER, H. v., BERENDES, K. (Hrsg.): Handbuch des deutschen Wasserrechts. Bd. 1. – Berlin: E. Schmidt. – Loseblatt, Stand Juli 1997.

ROTT, U., SCHLICHTIG, B. (1994): Regen- und Grauwassernutzung. – Abschlußbericht einer Literaturstudie für das Umweltministerium des Landes Baden-Württemberg. – Stuttgart: Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität.

RWW (Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft) (1994): Das Mülheimer Verfahren. – Mülheim a.d.R.: RWW. – Broschüre, 8 S.

SCHAAF, W., WEISDORFER, M., HÜTTL, R. F. (1995): Soil solution chemistry and element budgets of three scots pine ecosystems along a depositions gradient in north-eastern Germany. – Water, Air and Soil Pollution 85, 1197–1202.

SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. – 13. Aufl. – Stuttgart: Enke. – 491 S.

SCHEKORR, E. (1994): Grundwasserschutz – flächendeckend im Interesse des Naturhaushalts, flächenspezifisch zur Sicherstellung der Trinkwasserversorgung. – In: DVGW (Hrsg.): DVGW-LAWA-Kolloquium flächendeckender Grundwasserschutz und Grundwasserschutzgebiete. – DVGW Schriftenreihe Wasser. 84. – S. 49–56.

SCHENK, D., KAUPE, M. (1998): Grundwassererfassungssysteme in Deutschland dargestellt auf der Basis hydrogeologischer Prozesse und geologischer Gegebenheiten. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – Materialien zur Umweltforschung. Bd. 29 (in Vorbereitung).

SCHIEMER, F., WAIDBACHER, H. (1992): Naturschutzerfordernisse zur Erhaltung einer typischen Donaufischfauna. – In: FRIEDRICH, G., LACOMBE, J. (Hrsg.): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. – Stuttgart: Fischer. – S. 247–265.

SCHILLING, J. (1989): Aufgaben und Möglichkeiten von Bewirtschaftungsplänen bei der Entwicklung einer ökosystemaren Gewässerschutzstrategie. – Hildesheim: Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft. – Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft, H. 8. – S. 125–153.

SCHILLING, J. (1996): Bewirtschaftungspläne als Instrument ökologisch orientierter wasserwirtschaftlicher Planungsarbeit. – Wasser & Boden 48 (1), 39–45.

SCHLAGHECK, H. (1997): Ausgleichszahlungen für die Landwirtschaft – Risiken und Perspektiven. – Berichte über Landwirtschaft 75 (2), 161–170.

SCHLEGEL, H. (1981): Allgemeine Mikrobiologie. – 6. Aufl. – Stuttgart: Thieme.

SCHLEYER, R. (1993): Kartierung der Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasser durch multivariate statistische Auswertung geologischer, geographischer und hydrogeochemischer Daten. – Berlin: Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes. – WaBoLu Hefte 4. – 142 S.

SCHLEYER, R. (1996): Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Deposition anthropogener organischer Stoffe aus der Atmosphäre. – Berlin: Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene. – WoBoLu Hefte 10/96.

SCHLEYER, R., KERNDORFF, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen – Eine Bestandsaufnahme für den vorbeugenden Grundwasserschutz sowie zur Erkennung von Grundwasserverunreinigungen. – 1. Auflage. – Weinheim: VCH. – 249 S.

SCHMIDT, J. (1997): Denitrifikation im Trinkwasser. – bbr Wasser- und Rohrbau 48 (4), 29–34.

SCHMIDT, R., MÜLLER-WEGENER, U. (1994): Herbizidgehalte in den Böden des Grenzstreifens zur ehemaligen DDR. – Tagung vom 12. Oktober 1993. (DASKE-DATEI) – In: Vorkommen von PBSM im Trinkwasser der neuen Länder. – Berlin: Umweltbundesamt. – S. 117–147.

SCHNEIDER, E., SCHNEIDER, H. (1974): Aufwärmung des Grundwasserleiters durch Einleitung von Kühlwässern. – Wasser & Boden 26 (12), 337–340.

SCHNEIDER, S. (1997): Wie können Wasserwerksschlämme verwertet werden? – Vortrag anläßlich der Feier „20 Jahre ESWE-Institut für Wasserforschung und Wassertechnologie", Wiesbaden, 23./24. Oktober 1997, aufgrund der Befragungsergebnisse der Studie „Rückstände aus der Trinkwasseraufbereitung in Deutschland: Mengen, zusammensetzung und Entsorgungswege". – Wiesbaden: ESWE, Sept. 1996, 56 S. – unveröffentlicht.

SCHOENEN, D. (1996): Die hygienisch-mikrobiologische Beurteilung von Trinkwasser: Die aktuelle Bedeutung der mikrobiologischen Untersuchungsparameter unter besonderer Berücksichtigung ihrer historischen Entwicklung. – gwf Wasser – Abwasser 137 (2), 72–82.

SCHOLTEN, T., KROBOK, T., BENS, O., FELIX-HENNINGSEN, P. (1996): Effects of nitrogen depositions from agriculture on soil acidification, heavy metal displacement and enchytraeidae zoonosis – examples from northwest Germany. – ESSC-Congress – 2nd Book, 43.

SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. – Jena: Fischer – 504 S.

SCHÖTTLER, U. (1993): Techniken zur ökologisch vertretbaren Grundwasserbewirtschaftung. – Bonn: Wirtschafts- und Verlags-Gesellschaft. – DVGW Schriftenreihe Wasser. Nr. 78. – S. 87–110.

SCHÖTTLER, U. (1994): Anthropogen unbeeinflußtes Grundwasser als wasserwirtschaftliches Güteziel. – Berichte aus der Dortmunder Stadtwerke AG. Nr. 402. – S. 163–172.

SCHÖTTLER, U. (1997): Naturnahe Grundwasserbewirtschaftung mit Hilfe von Grundwasseranreicherung. – Vortrag beim Braunschweiger Grundwasserkolloquium '97 „Umweltschonende Grundwasser- und Bodenbewirtschaftung", 26./27. Februar 1997 (ohne Manuskript). – Inhaltlich vgl. SCHÖTTLER, U.: Künstliche Grundwasseranreicherung auf neuen Wegen. – WAP Wasser-Abwasser-Praxis (5), 14–18.

SCHREIBER, K.-F. (1994): Auenrevitalisierung in Mitteleuropa aus landschaftsökologischer Sicht. – In:

BERNHARD, K.-G. (Hrsg.): Revitalisierung einer Flußlandschaft: Initiativen zum Umweltschutz 1. – Osnabrück: Zeller. – S. 6–39.

SCHULTZ-WILDELAU, H.-J. (1989): Programmatische Zielvorstellungen staatlicher Aufgaben in den Fachbereichen Gewässerkunde und wasserwirtschaftliche Planung. – Hildesheim: Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft. – Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft, H. 8. – S. 3–28.

SCHULTZ-WILDELAU, H.-J. (1997): Bewertung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten, dargestellt am Beispiel des Nitrat- und PSM-Berichts der LAWA. – Hildesheim: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie. – 15 S.

SCHULZE, H.-D., POHL, W., GROSSMANN, M. (1984): Grünvolumenzahl (GVZ) und Bodenfunktionszahl (BFZ) in der Landschafts- und Bauleitplanung. – Gutachten im Auftrag des Amtes für Landschaftsplanung der Freien und Hansestadt Hamburg. – Hamburg.

SCHUMACHER, W. (1991): Entwicklung der Rechtsnormen für Trinkwasser. – In: AURAND, K., HÄSSELBARTH, U., LANGE-ASSCHENFELDT, H., STEUER, W. (Hrsg.): Die Trinkwasserverordnung: Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden. – Berlin: E. Schmidt. – S. 13–23.

SCHWEDT, G. (1996): Taschenatlas der Umweltchemie. – Stuttgart: Thieme.

SCHWEISFURTH, M., WIGGERING, H. (1996): Reduktion von Sulfat aus Steinkohlenbergehalden im grundwassergesättigten Untergrund. – Wasser & Boden 48 (4), 30–36.

SEEL, P., KNEPPER, T., GABRIEL, S. et al. (1996): Kläranlagen als Haupteintragspfad für Pflanzenschutzmittel in ein Fließgewässer – Bilanzierung der Einträge. – Vom Wasser 86, 247–262.

SEITZ, H.M., KARANIS, P. (1994): Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben: Verhalten von Mikroorganismen und Viren bei der Trinkwasseraufbereitung. – Bonn: Institut für Medizinische Parasitologie der Universität. – 49 S.

SEITZ, H.M., KARANIS, P. (1997): Verbundforschungsvorhaben „Verhalten von Mikroorganismen und Viren bei der Trinkwasseraufbereitung". – Schlußbericht. – Bonn: Institut für Medizinische Parasitologie der Universität.

SJÖSTRÖM, J. (1994): Aluminium and sulphate in acidic soils and groundwaters. – Water, Air and Soil Pollution 75, 127–139.

SKARK, C., LEUCHS, W. (1994): Vorkommen von Pflanzenschutzmitteln in Grund- und Oberflächenwasser – Strategien zur Vermeidung ihres Auftretens. – Forum Städte-Hygiene 45, 11–19.

SKARK, C., ZULLEI-SEIBERT, N. (1993): The Occurence of Pesticides in Groundwater: Results of Case-Studies. – International Journal of Environmental Chemistry 38, 387–396.

SKARK, C., ZULLEI-SEIBERT, N. (1994a): Erhebung über das Auftreten von Pflanzenschutzmitteln in Trink- und Grundwässern: Textteil. – Forschungsbericht 92-102 02 217 im Auftrag des Umweltbundesamtes. – Dortmund: Institut für Wasserforschung GmbH.

SKARK, C., ZULLEI-SEIBERT, N. (1994b): Erhebung über das Auftreten von Pflanzenschutzmitteln in Trink- und Grundwässern: Anlagenband A. – Forschungsbericht 92 102 02 217 im Auftrag des Umweltbundesamtes. – Dortmund: Institut für Wasserforschung GmbH.

SMITH, M.K., RANDALL, J.L., READ, E.J. et al. (1989): Teratogenic activity of trichloroacetic acid in the rat. – Teratology 40 (5), 445–451.

SÖLL, T., KOBUS, H. (1992): Modellierung des großräumigen Wärmetransports im Grundwasser. – In: Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) (Hrsg.) (1992): Schadstoffe im Grundwasser. Bd. 1: Wärme- und Schadstofftransport im Grundwasser. – Hrsg. von H. Kobus (wiss. Koord.). – Weinheim: VCH.

SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1976): Umweltprobleme des Rheins. – Sondergutachten. – Stuttgart: Kohlhammer. – 258 S.

SRU (1980): Umweltprobleme der Nordsee. – Sondergutachten. – Stuttgart: Kohlhammer. – 508 S.

SRU (1981): Energie und Umwelt. – Sondergutachten. – Stuttgart: Kohlhammer. – 190 S.

SRU (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. – Sondergutachten. – Stuttgart: Kohlhammer. – 423 S.

SRU (1987): Umweltgutachten 1987. – Stuttgart: Kohlhammer. – 674 S.

SRU (1990): Altlasten (I.). – Sondergutachten [1989]. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 303 S.

SRU (1991): Abfallwirtschaft. – Sondergutachten [1990]. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 718 S.

SRU (1994): Umweltgutachten 1994. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 380 S.

SRU (1995): Altlasten II. – Sondergutachten. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 285 S.

SRU (1996a): Umweltgutachten 1996. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 468 S.

SRU (1996b): Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. – Sondergutachten. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 127 S.

SRU (1998): Umweltgutachten 1998. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 390 S.

STABEL, H.-H., SCHICK, R. (1997): Verfahrensvergleich zur Partikelentfernung – Möglichkeiten, Grenzen, ökologische Auswirkungen. – In: 11. Trinkwasserkolloquium „Wassergütewirtschaftliche sowie aufbereitungstechnische Aufgaben und Lösungen für eine nachhaltige Trinkwasserversorgung", Stuttgart, 20.2.1997. – München: Oldenbourg. – Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft. Bd. 142. – S. 123–134.

STANKO-GOLDEN, K.M., FITZGERALD, J.W., SWANK, W.T. (1992): Sulfur processing in soil from

high to low elevation forests in the Southern Appalachians of the United States. – Soil Biology and Biochemistry 24, 693–702.

Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (1997): Hydrogeologische Karte von Baden-Württemberg. – Stuttgart: Statistisches Landesamt.

STAUDACHER, W. (1977): Die Hydrochemie von Porenwässern aus jungen Seesedimenten unter influenten Bedingungen am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin (West). – Dissertationsschrift am Fachbereich Geowissenschaften der FU Berlin. – 161 S.

StBA (Statistisches Bundesamt) (Hrsg.) (1995a): Schätzung von Umfang und Struktur des Transportaufkommens gefährlicher Güter für die Berichtsjahre 1991 und 1992. – Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

StBA (1995b): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 1991. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – Fachserie 19 (Umwelt), Reihe 2.1.

StBA (1995c): Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung im Bergbau und Verarbeitenden Gewerbe und bei Wärmekraftwerken für die öffentliche Versorgung 1991. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – Fachserie 19 (Umwelt), Reihe 2.2.

StBA (Hrsg.) (1996): Unfälle bei der Lagerung und beim Transport wassergefährdender Stoffe 1994: Ausgewählte Ergebnisse. – Wiesbaden: StBA.

StBA (Hrsg.) (1997): Unfälle bei der Lagerung und beim Transport wassergefährdender Stoffe 1995: Ausgewählte Ergebnisse. – Wiesbaden: StBA.

STIEF, K. (1986): Das Multibarrierenkonzept als Grundlage von Planung, Bau, Betrieb und Nachsorge von Deponien. – Müll und Abfall 18 (1), 15–20.

STOTTMEISTER, E., HENDEL, P., HERMENAU, H., GEIER, I. (1994): Querschnittsstudie zur Bestimmung von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln (PBSM) im Trinkwasser der neuen Bundesländer. – Tagung vom 12. Oktober 1993. (DASKEDATEI) – In: Vorkommen von PBSM im Trinkwasser der neuen Länder. – Berlin: Umweltbundesamt. – S. 95–100.

STUMPF, M., TERNES, T., HABERER, K. et al. (1996a): Nachweis von Arzneimittelrückständen in Kläranlagen und Fließgewässern. – Vom Wasser 86, 291–303.

STUMPF, M., TERNES, T., HABERER, K., BAUMANN, W. (1996b): Nachweis von natürlichen und synthetischen Östrogenen in Kläranlagen und Fließgewässern. – Vom Wasser 87, 251–261.

SUCH, W. (1997): Stand der Entsorgung von Rückständen aus der Trinkwasseraufbereitung (Vortragstext). – In: DOHMANN, M. (Hrsg.): Umweltqualitäten und Wirtschaften – was wurde erreicht, wo geht es hin? – 30. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 19. März – 21. März 1997 in Aachen. – Aachen: Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH. – Reihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser. Bd. 158. – S. 37/1–37/16.

SUKOPP, H. (1981): Grundwasserabsenkungen – Ursachen und Auswirkungen auf Natur und Landschaft Berlins. – Berlin: Wasser-Berlin 1981. Bd. 1. – Die technisch-wissenschaftlichen Vorträge auf dem Kongreß Wasser. – S. 239–272.

THIENEMANN, A. (1925): Die Binnengewässer Mitteleuropas. – Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.

TOUSSAINT, B. (1996): Grundwasserüberwachungskonzeption in den Ländern – West- und Süddeutschland. – In: Grundwasserüberwachung. – DVGW-LAWA-DVWK-Kolloquium am 10./11. Oktober an der Universität Karlsruhe. – Bonn: DVGW. – 23 S.

TÜXEN, R. (1954a): Pflanzengesellschaften und Grundwasser-Ganglinien. – Angewandte Pflanzensoziologie 8, 64–98.

TÜXEN, R. (1954b): Die Wasserstufenkarte und ihre Bedeutung für die nachträgliche Feststellung von Änderungen im Wasserhaushalt einer Landschaft. – Angewandte Pflanzensoziologie 8, 31–36.

UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1993): Ergebnisbericht zur Statistik der Unfälle bei der Lagerung und beim Transport wassergefährdender Stoffe 1989 bis 1991. – Bonn: BMU.

UBA (Hrsg.) (1994a): Kriterien des Bodenschutzes bei der Ver- und Entsiegelung von Böden: Untersuchungsprogramm Bodenversiegelung/-entsiegelung. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 50/94.

UBA (Hrsg.) (1994b): Ökologischer Sanierungs- und Entwicklungsplan Niederlausitz. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 1/94.

UBA (Hrsg.) (1995): Geogene Grundwasserbeschaffenheit als Bemessungsgrundlage für den Grundwasserschutz. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 27/95.

UBA (1996): Jahresbericht 1995. – Berlin: Umweltbundesamt. – 482 S.

UBA (1997a): Jahresbericht 1996. – Berlin: Umweltbundesamt. – 278 S.

UBA (1997b): Daten zur Umwelt. – Berlin: E. Schmidt Verlag.

ULRICH, B. (1981): Theoretische Betrachtungen des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. – Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 144, 647–659.

ULRICH, B. (1986): Natural and anthropogenic components of soil acidification. – Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 149, 702–717.

UMLAUF, G., HAUK, H., REISSINGER, M. (1994): Deposition of Semivolatile Organic Compounds to Spruce Needles: Experimental Evaluation of the Relative Importance of Different Pathways. – Environmental Science & Pollution Research 1 (4), 209–222.

UMLAUF, G., McLACHLAN, M. (1994): Deposition of Semivolatile Organic Compounds to Spruce Needles: Calculation of Dry and Wet Fluxes. – Environmental Science & Pollution Research 1 (3), 146–150.

UStatG (1980): Gesetz über Umweltstatistiken (Umweltstatistikgesetz – UStatG). – Vom 14. März 1980 (BGBl. I, 311), zul. geänd. durch Art. 7 der VO v. 26. März 1991 (BGBl. I, 846).

UStatG (1994): Gesetz über Umweltstatistiken (Umweltstatistikgesetz – UStatG). – Vom 21. Sept. 1994 (BGBl. I, 2530), zul. geänd. d. G. vom 19. Dez. 1997 (BGBl. I, 3158). – In: SCHULZ, R.S.: Deutsche Umweltgesetze, 207. Erg.-Lfg., Ziff. 25.

VBW (Verein für Europäische Binnenschiffahrt und Wasserstraßen e. V.) (Hrsg.) (1995): Die Binnenwasserstraßen der Bundesrepublik Deutschland. Sammlung von Daten und Fakten. – Duisburg: VBW.

VEERHOFF, M., ROSCHER, S., BRÜMMER, G. W. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Berichte 1/96. – 364 S.

WAGNER, C., KIMMIG, P. (1992): Cryptosporidium parvum and Giardia lamblia – incidence in surface and drinking water – significance and detection. – Gesundheitswesen 54 (11), 662–665.

WANG, S.W., Chu, C.Y., HSU, J.D. et al. (1993): Haemotoxic effect of phenylurea herbicides in rats: role of haemoglobin-adduct formation in splenic toxicity. – Food & Chemical Toxicology 31 (4), 285–295.

WEIGERT, B. (1996): Mikrobiologie des Grund- und Trinkwassers. – Berlin: IFV Wasserforschung. – Schriftenreihe Wasserforschung der TU Berlin. 1. – 242 S.

WERNER, D., BALKE, K.-D. (1977): Die Wärmeausbreitung in der Umgebung eines Kühlwasserbrunnens. – gwf Wasser – Abwasser 118 (11), 528–531.

WETZEL, L. T., LUEMPERT, L. G., BRECKENRIDGE, C. B. et al. (1994): Chronic effects of atrazine on estrus and mammary tumor formation in female Sprague-Dawley and Fischer 344 rats. – Journal of Toxicology and Environmental Health 43 (2), 169–182.

WEYER, U. (1996): Darlegung und Anwendung der Dynamik von Grundwasserfließsystemen auf die Migration von gelösten Schadstoffen im Grundwasser. – Berlin: Umweltbundesamt (unveröff.).

WILD, A. (1995): Umweltorientierte Bodenkunde. – Heidelberg: Spektrum.

WILLERDING, U. (1960): Beiträge zur jüngeren Geschichte der Flora und Vegetation der Flußauen. – Flora 149, 435–476.

WILSON, J. T., McNABB, J. F., COCHRAN, J. W., et al. (1985): Influence of microbial adaptation on the fate of organic pollutants in ground water. – Environmental Toxicology and Chemistry 4, 721–726.

WITTEN, J. (1997): Organische Verbindungen/Flüchtige hologenierte Kohlenwasserstoffe. – In: WICHMANN, H.E., SCHLIPKÖTER, H.-W., FÜLGRAFF, G. (Hrsg.): Handbuch Umweltmedizin. – 11. Erg. Lfg. 7/97. – Landsberg/Lech: ecomed.

WOHLRAB, B., ERNSTBERGER, H., MEUSER, A., SOKOLLEK, V. (1992): Landschaftswasserhaushalt. – Hamburg: Paul Parey.

WOLF, P. et al. (1991): Wirkungen der Nitrifikation und Denitrifikation auf den Sauerstoff-Haushalt. – In: Arbeitskreis Wirkungsstudie im Hauptausschuß Phosphate und Gewässer in der Fachgruppe Wasserchemie der Gesellschaft Deutscher Chemiker (Hrsg.) – Sankt Augustin: Academia Verl. – S. 207–273.

WOLLIN, G. (1994): Beitrag der Raumordnung zum Grundwasserschutz in Niedersachsen. – In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Wassergütewirtschaft und Raumplanung. – Hannover: ARL. – Forschungs- und Sitzungsberichte. Bd. 192. – S. 63–72.

WOLTER, R. (1994): Pflanzenschutzmittel-Funde im Wasser. – Tagung vom 12. Oktober 1993. (DASKE-DATEI) – In: Vorkommen von PBSM im Trinkwasser der neuen Länder. – Berlin: Umweltbundesamt. – S. 149–170.

WOLTER, R. (1995): Pflanzenschutzmittelfunde im Wasser. – In: Forum Gewässerschutz und Pflanzenschutz. – Tagungsband der Tagung vom 16. März 1995 in Bonn. – Bonn: Industrieverband Agrar e. V. – S. 11–22.

YANG, R.S., RAUCKMAN, E.J. (1987): Toxicological studies of chemical mixtures of environmental concern at the National Toxicology Program: health effects of groundwater contaminants. – Toxicology 47 (1–2), 15–34.

YATES, V., YATES, S.R. (1991): Modeling Microbial Transport in the Subsurface: A Mathematical Discussion. – In: HURST, C.J. (Ed.): Modeling the Environmental Fate of Microorganisms. – Washington D.C.: American Society for Microbiology. – S. 48–78.

ZEMA (Zentrale Melde- und Auswertestelle für Störfälle und Störungen in verfahrenstechnischen Anlagen) (1996): Jahresbericht 1995. – Berlin: Umweltbundesamt.

ZOBRIST, J. (1991): [Natürlicher und künstlicher Wärmeeintrag – Auswirkungen auf den Grundwasserhaushalt.] Dritter Teil: Beurteilung der Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Wärmenutzung. – gwa (Gewässerschutz Wasser Abwasser) 71 (3), 212–215.

Verzeichnis der Abkürzungen

a = Jahr
AbfG = Abfallgesetz; s. KrW-/AbfG
ABl. = Amtsblatt (der Europäischen Gemeinschaften)
Abs. = Absatz
Abschn. = Abschnitt
AbwV = Abwasser-Verordnung
ADI = Acceptable daily intake (s. DTA)
AEG = Allgemeines Eisenbahngesetz
AOX = Adsorbierbare organische Halogenverbindungen
Art. = Artikel
ATV = Abwassertechnische Vereinigung
BauGB = Baugesetzbuch
BauROG = Bau- und Raumordnungsgesetz
BBA = Biologische Bundesanstalt
BBodSchG = Bundes-Bodenschutzgesetz
Bd. = Band
BfLR = Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung
BGB = Bürgerliches Gesetzbuch
BGBl. = Bundesgesetzblatt
BGW = Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft
BImSchG = Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV = Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes
BMBau = Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau
BML = Bundesministerium für Landwirtschaft
BMU = Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BNatSchG = Bundesnaturschutzgesetz
BR-Drs. = Bundesrats-Drucksache
BT-Drs. = Bundestags-Drucksache
BVerfG = Bundesverfassungsgericht
BVerwG = Bundesverwaltungsgericht
BVerwGE = Entscheidungen des Bundesverwaltungsgerichts
BWK = Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.
CEN = Europäisches Komitee für Normung
CO_2 = Kohlendioxid
d = Tag
DFG = Deutsche Forschungsgemeinschaft
dgl. = dergleichen
DIN = Deutsche Industrienorm; Deutsches Institut für Normung
DNA = Desoxiribonukleinsäure (genetische Information)
DTA = Duldbare Tägliche Aufnahme (s. ADI)
DVGW = Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches
DVWK = Deutscher Verband für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.
ECE-Übereinkommen = Economic Commission for Europe (UN Wirtschaftskommission für Europa)
EG = Europäische Gemeinschaft(en)
EPA = Environmental Protection Agency (US-amerikanische Umweltschutzbehörde)
ersch. = erschienen
et al. = et alii = „und andere"
EU = Europäische Union
EWG = Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FKST = Fachkommission Soforthilfe Trinkwasser
g/L = Gramm pro Liter
Gbl. = Gesetzblatt
GefStoffVO = Gefahrstoffverordnung
GG = Grundgesetz
GMBl. = Gemeinsames Ministerialblatt
H_2O = Wasser
HDW = Handbuch der Wasserwirtschaft
HMUEJFG = Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit
IVU-Richtlinie = EU-Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung
Kap. = Kapitel
KBwS = Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe (beim BMU)
kg/ha = Kilogramm pro Hektar
KOM = Kommission der Europäischen Gemeinschaften
KrW-/AbfG = Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
L = Liter

LAWA = Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

LD_{50} = Letale Dosis, die bei 50% der Versuchstiere zum Tod führt

LfU = Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg

m^2 = Quadratmeter

m^3 = Kubikmeter

MAK = Maximale Arbeitsplatzkonzentration

MCPA = 2-Chlor-4-Methylphenoxyessigsäure

mg/m^3 = Milligramm pro Kubikmeter

MinBl. = Ministerialblatt

Mio. = Million

MKRO = Ministerkonferenz für Raumordnung

Mrd. = Milliarden

Mt = Megatonne

NH_3 = Ammoniak

nmol/L = Nanomol pro Liter

NOAEL = No Observed Adverse Effect Level (Dosis, bei der noch keine nachteiligen Wirkungen beobachtet werden konnten)

NO_x = Stickstoffoxide

NRW = Nordrhein-Westfalen

NTP = National Toxicology Program

pers. Mittl. = persönliche Mitteilung

PflSchAnwV-ÄndV = Pflanzenschutzanwendungsverordnung, -Änderungsverordnung

PflSchG = Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz)

pH-Wert = Maß für Säuregrad

ROG = Raumordnungsgesetz

S. = je nach Kontext Seite oder Satz

SchALVO = Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung

SRU = Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen

StBA = Statistisches Bundesamt

t = Tonne

t/a = Tonne pro Jahr

TA = Technische Anleitung

TAB = Technikfolgenabschätzung des Deutschen Bundestages

TASi = Technische Anleitung Siedlungsabfall

TrinkwVO = Trinkwasser Verordnung

TrwAufV = Trinkwasseraufbereitungsverordnung

Tz. = Textziffer

UBA = Umweltbundesamt

UV-Licht = ultraviolettes Licht

UVP = Umweltverträglichkeitsprüfung

UVPG = Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung

VkBl. = Verkehrsblatt

VO = Verordnung

VwVwS = Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe

WaStrG = Bundeswasserstraßengesetz

WGK = Wassergefährdungsklasse

WHG = Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz)

WRP = Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan

ZEMA = Zentrale Melde- und Auswertestelle für Störfälle und Störungen in verfahrenstechnischen Anlagen

ZNS = Zentrales Nervensystem

zzgl. = zuzüglich

Zehnerpotenzen im internationalen Einheitensystem

E = exa- = 10^{18}
P = peta- = 10^{15}
T = teta- = 10^{12}
G = giga- = 10^{9}
M = mega- = 10^{6}
k = kilo- = 10^{3}
m = milli- = 10^{-3}
μ = mikro- = 10^{-6}
n = nano- = 10^{-9}
p = pico- = 10^{-12}
f = femto- = 10^{-15}
a = atto- = 10^{-18}

Schlagwortverzeichnis

(Die Zahlenangaben beziehen sich auf Textziffern; gefettete Ziffern: Hinweis auf Definitionen)

VERÖFFENTLICHUNGSVERZEICHNIS

Gutachten und veröffentlichte Stellungnahmen des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen

(zu beziehen im Buchhandel oder direkt vom Verlag Metzler-Poeschel, SFG Servicecenter Fachverlage GmbH, Postfach 43 43, 72774 Reutlingen, Telefon 0 70 71/93 53 50, Telefax 0 70 71/93 53 93 oder 0 70 71/3 36 53; Bundestags-Drucksachen über Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Postfach 13 20, 53003 Bonn)

AUTO UND UMWELT

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1973, 104 S., kart.
vergriffen

DIE ABWASSERABGABE

– Wassergütewirtschaftliche und gesamtökonomische Wirkungen –

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1974, 90 S., kart.
vergriffen

UMWELTGUTACHTEN 1974

Stuttgart: Kohlhammer, 1974, 320 S., Plast.
vergriffen
zugleich Bundestags-Drucksache 7/2802

UMWELTPROBLEME DES RHEINS

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1976, 258 S., Plast., DM 20,–
Best.-Nr.: 780004-760000
zugleich Bundestags-Drucksache 7/5014

UMWELTGUTACHTEN 1978

Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 638 S., Plast.
ISBN 3-17-003173-2
vergriffen
zugleich Bundestags-Drucksache 8/1938

STELLUNGNAHME ZUR VERKEHRSLÄRMSCHUTZGESETZGEBUNG

1979;
erschienen in: Umwelt Nr. 70, hrsg. vom Bundesministerium des Innern, Bonn

UMWELTCHEMIKALIEN

– Entwurf eines Gesetzes zum Schutz vor gefährlichen Stoffen –

Stellungnahme, Bonn 1979, 74 S.
= Umweltbrief Nr. 19, hrsg. vom Bundesminister des Innern, Bonn
ISSN 0343-1312

UMWELTPROBLEME DER NORDSEE

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1980, 508 S., Plast.
ISBN 3-17-003214-3
vergriffen
zugleich Bundestags-Drucksache 9/692

ENERGIE UND UMWELT

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1981, 190 S., Plast., DM 19,–
ISBN 3-17-003238-0
Best.-Nr.: 7800105-81901
zugleich Bundestags-Drucksache 9/872

FLÜSSIGGAS ALS KRAFTSTOFF

– Umweltentlastung, Sicherheit und Wirtschaftlichkeit von flüssiggasgetriebenen Kraftfahrzeugen –

Stellungnahme, Bonn 1982, 32 S.
= Umweltbrief Nr. 25, hrsg. vom Bundesminister des Innern, Bonn
ISSN 0343-1312

WALDSCHÄDEN UND LUFTVERUNREINIGUNGEN

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 172 S., Plast., DM 31,–
ISBN 3-17-003265-8
Best.-Nr.: 7800-106-83902
zugleich Bundestags-Drucksache 10/113

UMWELTPROBLEME DER LANDWIRTSCHAFT

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 423 S., Plast., DM 31,–
ISBN 3-17-003285-2
vergriffen
zugleich Bundestags-Drucksache 10/3613

Sachbuch Ökologie

UMWELTPROBLEME DER LANDWIRTSCHAFT

Wolfgang Haber und Jürgen Salzwedel,
hrsg. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1992, 186 S. mit Farbbildern, Abbildungen und Tabellen, kart., DM 29,80
ISBN 3-8246-0334-9

LUFTVERUNREINIGUNGEN IN INNENRÄUMEN

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1987, 110 S., Plast., DM 22,–
ISBN 3-17-003361-1
Best.-Nr.: 7800108-87901
zugleich Bundestags-Drucksache 11/613

UMWELTGUTACHTEN 1987

Stuttgart: Kohlhammer 1988, 674 S., Plast., DM 45,–
ISBN 3-17-003364-6
Best.-Nr.: 7800203-87902
zugleich Bundestags-Drucksache 11/1568

STELLUNGNAHME ZUR UMSETZUNG DER EG-RICHTLINIE ÜBER DIE UMWELTVERTRÄGLICHKEITSPRÜFUNG IN DAS NATIONALE RECHT

November 1987, hrsg. vom Bundesminister Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Bonn, erschienen auch in: Deutsches Verwaltungsblatt, 1. Januar 1988

ALTLASTEN

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1990, 304 S., Plast., DM 32,–
ISBN 3-8246-0059-5
zugleich Bundestags-Drucksache 11/6191

ABFALLWIRTSCHAFT

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 720 S., kart., DM 45,–
ISBN 3-8246-0073-0
zugleich Bundestags-Drucksache 11/8493

ALLGEMEINE ÖKOLOGISCHE UMWELTBEOBACHTUNG

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 75 S., kart., DM 20,–
ISBN 3-8246-0074-9
zugleich Bundestags-Drucksache 11/8123

STELLUNGNAHME ZUM ENTWURF DES RÜCKSTANDS- UND ABFALLWIRTSCHAFTSGESETZES (RAWG)

April 1993, erschienen in: Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Jg. 6 (1993), H. 2, sowie im Umweltgutachten 1994, Anhang A

STELLUNGNAHME ZUM VERORDNUNGSENTWURF NACH § 40 ABS. 2 BUNDESIMMISSIONSSCHUTZGESETZ (BImSchG)

Mai 1993, erschienen in: Umwelt Nr. 10/1993, hrsg. vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, sowie im Umweltgutachten 1994, Anhang A

STELLUNGNAHME ZUM ENTWURF DES GESETZES ZUM SCHUTZ VOR SCHÄDLICHEN BODENVERÄNDERUNGEN UND ZUR SANIERUNG VON ALTLASTEN (BUNDES-BODENSCHUTZGESETZ – BBodSchG)

November 1993, erschienen im Umweltgutachten 1994, Anhang A

UMWELTGUTACHTEN 1994

Stuttgart: Metzler-Poeschel 1994, 384 S., kart., DM 68,–
ISBN 3-8246-0366-7
zugleich Bundestags-Drucksache 12/6995

ALTLASTEN II

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1995, 285 S., kart., DM 49,–
ISBN 3-8246-0367-5
zugleich Bundestags-Drucksache 13/380

SOMMERSMOG:

Drastische Reduktion der Vorläufersubstanzen des Ozons notwendig
Stellungnahme
erschienen in: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 8 (1995), H. 2

UMWELTGUTACHTEN 1996

Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 468 S.
DM 68,–
ISBN 3-8246-0545-7
Best.-Nr.: 7800205-96902
zugleich Bundestags-Drucksache 13/4108

KONZEPTE EINER DAUERHAFT-UMWELTGERECHTEN NUTZUNG LÄNDLICHER RÄUME

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 127 S.
DM 32,–
ISBN 3-8246-0544-9
Best.-Nr.: 7800113-96901
zugleich Bundestags-Drucksache 13/4109

(Bei der gemeinsamen Bestellung des Umweltgutachtens 1996 und des Sondergutachtens Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume
Best.-Nr.: 7800401-96907, DM 84,–)

UMWELTGUTACHTEN 1998

Umweltschutz : Erreichtes sichern – Neue Wege gehen
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998, 390 S., DM 68,–
ISBN 3-8246-0561-9
Best.-Nr.: 7800206-97902
zugleich Bundestags-Drucksache 13/10195

FLÄCHENDECKEND WIRKSAMER GRUNDWASSERSCHUTZ

Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung
Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 210 S., DM 38,–
ISBN 3-8246-0560-0
Best.-Nr.: 7800114-97901
zugleich Bundestags-Drucksache 13/10196

(Bei der gemeinsamen Bestellung des Umweltgutachtens 1998 und des Sondergutachtens Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz
Best.-Nr.: 7800402-97907, DM 88,–)

MATERIALIEN ZUR UMWELTFORSCHUNG

herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen

(zu beziehen im Buchhandel oder vom Verlag Metzler-Poeschel, SFG Servicecenter Fachverlage GmbH, Postfach 43 43, 72774 Reutlingen, Telefon 0 70 71/93 53 50, Telefax 0 70 71/93 53 93 und 3 36 53)

Nr. 1:

Einfluß von Begrenzungen beim Einsatz von Umweltchemikalien auf den Gewinn landwirtschaftlicher Unternehmen

von Prof. Dr. Günther Steffen und
Dr. Ernst Berg – Stuttgart: Kohlhammer, 1977, 93 S., kart., DM 20,–
ISBN 3-17-003141-4
vergriffen

Nr. 2:

Die Kohlenmonoxidemissionen in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974 und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1973 und 1974

von Dipl.-Ing. Klaus Welzel und
Dr.-Ing. Peter Davids
Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 322 S., kart., DM 25,–
ISBN 3-17-003142-2
Best.-Nr.: 7800302-78901

Nr. 3:

Die Feststoffemissionen in der Bundesrepublik Deutschland und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974

von Dipl.-Ing. Horst Schade und
Ing. (grad.) Horst Gliwa
Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 374 S., kart., DM 25,–
ISBN 3-17-003143-0
Best.-Nr.: 7800303-78902

Nr. 4:

Vollzugsprobleme der Umweltpolitik – Empirische Untersuchung der Implementation von Gesetzen im Bereich der Luftreinhaltung und des Gewässerschutzes

von Prof. Dr. Renate Mayntz u. a.
Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 815 S., kart.
ISBN 3-17-003144-9
vergriffen

Nr. 5:

Photoelektrische Solarenergienutzung Technischer Stand, Wirtschaftlichkeit, Umweltverträglichkeit

von Prof. Dr. Hans J. Queisser und
Dr. Peter Wagner
Stuttgart: Kohlhammer, 1990, 90 S., kart.
ISBN 3-17-003209-7
vergriffen

Nr. 6:

Materialien zu „Energie und Umwelt"

Stuttgart: Kohlhammer, 1982, 450 S., kart., DM 38,–
ISBN 3-17-003242-9
Best.-Nr.: 7800306-82901

Nr. 7:

Möglichkeiten der Forstbetriebe, sich Immissionsbelastungen waldbaulich anzupassen bzw. deren Schadwirkungen zu mildern

von Prof. Dr. Dietrich Mülder
Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 124 S., kart.
ISBN 3-17-003275-5
vergriffen

Nr. 8:

Ökonomische Anreizinstrumente in einer auflagenorientierten Umweltpolitik – Notwendigkeit, Möglichkeiten und Grenzen am Beispiel der amerikanischen Luftreinhaltepolitik –

von Prof. Dr. Horst Zimmermann
Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 60 S., kart.
ISBN 3-17-003279
vergriffen

Nr. 9:

Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln und die dabei auftretenden Umweltprobleme

von Prof. Dr. Rolf Diercks
Stuttgart: Kohlhammer, 1984, 245 S., kart.
ISBN 3-17-003284-4
vergriffen

Nr. 10:

Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht

von Prof. Dr. Dietrich Sauerbeck
Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 260 S., kart.
ISBN 3-17-003312-3
vergriffen

Nr. 11:

Möglichkeiten und Grenzen einer ökologisch begründeten Begrenzung der Intensität der Agrarproduktion

von Prof. Dr. Günther Weinschenck und
Dr. Hans-Jörg Gebhard
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 107 S., kart.
ISBN 3-17-003319-0
vergriffen

Nr. 12:

Düngung und Umwelt

von Prof. Dr. Erwin Welte und
Dr. Friedel Timmermann
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 95 S., kart.
ISBN 3-17-003320-4

Nr. 13:

Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie

von Prof. Dr. Klaus H. Domsch
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 72 S., kart., DM 16,–
ISBN 3-17-003321-2
vergriffen

Nr. 14:

Zielkriterien und Bewertung des Gewässerzustandes und der zustandsverändernden Eingriffe für den Bereich der Wasserversorgung

von Prof. Dr. Heinz Bernhardt und
Dipl.-Ing Werner Dietrich Schmidt
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 297 S., kart., DM 26,–
ISBN 3-17-003388-3
Best.-Nr.: 7800314-88901

Nr. 15:

Umweltbewußtsein – Umweltverhalten

von Prof. Dr. Meinolf Dierkes und
Dr. Hans-Joachim Fietkau
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 200 S., kart., DM 23,–
ISBN 3-17-003391-3
Best.-Nr.: 7800315-88902

Nr. 16:

Derzeitige Situationen und Trends der Belastung der Nahrungsmittel durch Fremdstoffe

von Prof. Dr. G. Eisenbrand,
Prof. Dr. H. K. Frank,
Prof. Dr. G. Grimmer,
Prof. Dr. H.-J. Hapke,
Prof. Dr. H.-P. Thier,
Dr. P. Weigert
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 237 S., kart., DM 25,–
ISBN 3-17-003392-1
Best.-Nr.: 7800316-88903

Nr. 17:

Wechselwirkungen zwischen Freizeit, Tourismus und Umweltmedien Analyse der Zusammenhänge

von Prof. Dr. Jörg Maier,
Dipl.-Geogr. Rüdiger Strenger,
Dr. Gabi Tröger-Weiß
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 139 S., kart., DM 20,–
ISBN 3-17-003393-X
Best.-Nr.: 7800317-88904

Nr. 18:

Die Untergrund-Deponie anthropogener Abfälle in marinen Evaporiten

von Prof. Dr. Albert Günter Herrmann
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 101 S.,
kart., DM 20,–
ISBN 3-8246-0083-8

Nr. 19:

Untertageverbringung von Sonderabfällen in Stein- und Braunkohleformationen

von Prof. Dr. Friedrich Ludwig Wilke
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 107 S., DM 20,–
ISBN 3-8246-0087-0

Nr. 20:

Das Konzept der kritischen Eintragsraten als Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und -qualitätskriterien

von Dr. Hans-Dieter Nagel,
Dr. Gerhard Smiatek,
Dipl. Biol. Beate Werner
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 77 S.,
kart. DM 24,–
ISBN 3-8246-0371-3

Nr. 21:

Umweltpolitische Prioritätensetzung – Verständigungsprozesse zwischen Wissenschaft, Politik und Gesellschaft –

von RRef. Gotthard Bechmann,
Dipl. Vw. Reinhard Coenen,
Dipl. Soz. Fritz Gloede
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 133 S.,
kart., DM 20,–
ISBN 3-8246-0372-1

Nr. 22:

Bildungspolitische Instrumentarien einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung

von Prof. Gerd Michelsen
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 87 S.,
kart., DM 20,–
ISBN 3-8246-0373-x

Nr. 23:

Rechtliche Probleme der Einführung von Straßenbenutzungsgebühren

von Prof. Dr. Peter Selmer,
Prof. Dr. Carsten Brodersen
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 46 S.,
kart., DM 15,–
ISBN 3-8246-0379-9

Nr. 24:

Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung

von Dipl. Vw. Klaus Rennings
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 226 S.,
kart., DM 20,–
ISBN 3-8246-0381-0

Nr. 25:

Die Rolle der Umweltverbände in den demokratischen und ethischen Lernprozessen der Gesellschaft

Oswald von Nell-Breuning-Institut für Wirtschafts- und Gesellschaftsethik der Philosophisch-Theologischen Hochschule Sankt Georgen
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 188 S.,
ISBN: 3-8246-0442-6
Best.-Nr. 7800325-96903
Preis: 24,–

Nr. 26:

Gesamtinstrumentarium zur Erreichung einer umweltverträglichen Raumnutzung

von Prof. Dr. Siegfried Bauer, Jens-Peter Abresch, Markus Steuernagel
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 400 S.,
ISBN: 3-8246-0443-4
Best.-Nr. 7800326-96904
Preis: DM 24,–

Nr. 27:

Honorierung ökologischer Leistungen in der Forstwirtschaft

von Prof. Dr. Ulrich Hampicke
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 164 S.,
ISBN: 3-8246-0444-2
Best.-Nr. 7800327-96905
Preis: 24,–

Nr. 28:

Institutionelle Ressourcen bei der Erreichung einer umweltverträglichen Raumnutzung

von Prof. Dr. Karl-Hermann Hübler,
Dipl.. Ing. Johann Kaether
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 140 S.,
ISBN: 3-8246-0445-0
Best.-Nr. 7800328-96906
Preis: 24,–

in Vorbereitung:

Nr. 29:

Grundwassererfassungssysteme in Deutschland

von Prof. Dr. Dietmar Schenk und
Dr. Martin Kaupe
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998,
ca. 224 Seiten mit farbigen Karten
DM 24,–
ISBN: 3-8246-0562-7
Best.-Nr.: 7800329-97903

Nr. 30:

Bedeutung natürlicher und anthropogener Komponenten im Stoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme für die chemische Zusammensetzung von Grund- und Oberflächenwasser (dargestellt am Beispiel des Schwefelkreislaufes)

von PD Dr. Karl-Heinz Feger
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998,
ca. 140 Seiten
DM 24,–
ISBN: 3-8246-0563-5
Best.-Nr.: 7800330-97904

Nr. 31:

Zu Umweltproblemen der Freisetzung und des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Pflanzen

(Doppelband)

von Prof. Dr. Alfred Pühler (Einfluß von freigesetzten und inverkehrgebrachten gentechnisch veränderten Organismen auf Mensch und Umwelt) und von Dr. Detlef Bartsch und Prof. Dr. Ingolf Schuphan (Gentechnische Eingriffe an Kulturpflanzen. Bewertung und Einschätzungen möglicher Probleme für Mensch und Umwelt aus ökologischer und pflanzenphysiologischer Sicht)
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998,
ca. 140 Seiten
DM 24,–
ISBN: 3-8246-0564-3
Best.-Nr.: 7800331-97905

Nr. 32:

Umweltstandards im internationalen Handel

von Dipl.-Vw. Karl Ludwig Brockmann, Dipl.-Vw. Suhita Osório-Peters, Dr. Heidi Bergmann (ZEW)
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998,
DM 24,–
ca. 120 Seiten
ISBN: 3-8246-0565-1
Best.-Nr. 7800332-97906



Druck: Bonner Universitäts-Buchdruckerei, 53113 Bonn
Vertrieb: Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Postfach 13 20, 53003 Bonn, Telefon: 02 28/3 82 08 40, Telefax: 02 28/3 82 08 44
ISSN 0722-8333